



lebensministerium.at

Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum – SUS-SAN

FORSCHUNGSPROJEKT

Endbericht, August 2005



lebensministerium.at

IMPRESSUM

Medieninhaber und Herausgeber:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
Stubenring 1, A-1012 Wien

***Verfasser: Starkl, M., Binner, E., Fürhacker, M., Holubar, P., Koeck, S., Lenz, K., Mascher, F., Ornetzeder, M.,
Pollak, M. Haberl, R.***
Projektleitung: DI Markus Starkl



Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum

Modul 1

ENDBERICHT

Im Auftrag des

Bundesministeriums für
Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

§ 21 UFG 1993

sowie der Bundesländer

Niederösterreich
Oberösterreich
Steiermark
Kärnten
Salzburg
Tirol
Burgenland

Wien, August 2005

Projektteam:

Projektkoordination: Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz (SIG), BOKU Wien:
DI M. Starkl, Prof. R. Haberl

Projektpartner: Institut für Abfallwirtschaft (ABF), BOKU Wien

- Institut für Angewandte Mikrobiologie (IAM), BOKU Wien
- Institut für ökologischen Landbau, BOKU Wien
- Institut für Hygiene, Medizinische Universität Graz
- wpa Beratende Ingenieure, Wien
- Zentrum für Soziale Innovation, Wien
- Büro Dr. Flögl, Linz
- Büro Kastner & Partner, Graz
- Büro Dr. Lengyel, Wien
- Ökoreal, Wien
- Büro Dr. Schulz, Krems (NÖ)
- OtterWasser GmbH., Lübeck, Deutschland
- Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (WA2)
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Unterabteilung Siedlungswasserbau)
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung (Fachabteilung 19A)

Autoren:

Für Literaturzitat: Starkl, M., Binner, E., Fürhacker, M., Holubar, P., Koeck, S., Lenz, K., Mascher, F., Ornetzeder, M., Pollak, M., Haberl, R. (2005).

Konzeptuelle Leitung: Starkl, M.

Kapitel 1: Starkl, M.

Kapitel 2

Kapitel 2.1: Lenz, K., Koeck, S.

Kapitel 2.2: Binner, E.

Kapitel 2.3: Holubar, P.

Kapitel 2.4: Pollak, M.

Kapitel 3:

Kapitel 3.1, 3.2 und 3.3: Starkl, M., Koeck, S.

Kapitel 3.4 Ornetzeder, M.

Kapitel 4:

Kapitel 4.1: Mascher, F:

Kapitel 4.2: Fuerhacker, M., Lenz, K.

Kapitel 5: Starkl, M., Binner, E., Fürhacker, M., Holubar, P., Koeck, S., Lenz, K., Mascher, F., Ornetzeder, M., Pollak, M., Haberl, R.

Anhänge:

Anhang 7.1: Pollak, M., Binner, E.

Anhang NÖ, OÖ und Stmk

Unter Mitarbeit von: Dr. Flögl (FHCE), DI Schröfl (Kastner und Partner), DI Goetz (BDL), DI Zeininger (Ökoreal), Dr. Schulz, Dr. Oldenburg (Otterwasser), DI Schallamon, DI Schaar (NÖ Landesregierung), DI Trauner, DI Fenzl (OÖ Landesregierung), DI Lesky (Stmk. Landesregierung).

Redaktionelle Überarbeitung: Starkl, M., Haberl, R.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG, ZIELE UND METHODIK	8
1.1	MOTIVATION UND AUSGANGSLAGE	8
1.2	PROJEKTUMFELD	9
1.3	GENERELLE PROJEKTZIELE	9
1.4	KONKRETE PROJEKTZIELE	11
1.5	METHODIK	12
1.5.1	Übersicht	12
1.5.2	Teil 1: Technische Möglichkeiten	12
1.5.3	Teil 2: Lokale Bewertung der technischen Möglichkeiten	13
1.5.4	Teil 3: Generelle Bewertung	15
2	ERWEITERUNG DES OPTIONENPOOLS DURCH DIE INTEGRATION DER ABFALL- UND LANDWIRTSCHAFT	16
2.1	BEMESSUNGSGRUNDLAGEN DER STOFFTRENNUNG	16
2.1.1	Trennung der Teilströme	16
2.1.2	Abwasseranfall	16
2.1.3	Charakteristik der Abwasserteilströme	18
2.1.4	Zur Berechnung herangezogene Werte	22
2.2	MÖGLICHKEITEN DURCH KOMPOSTIERUNG UND VERWERTUNG	23
2.2.1	Allgemeines	23
2.2.2	Verfahrensmöglichkeiten zur Kompostierung vor Ort	23
2.2.3	Komposttoilettensysteme	28
2.2.4	Überlegungen zur gemeinsamen Entsorgung von Fäkalien und Küchenabfällen 31	
2.2.5	Untersuchungen zur Kompostierung	32
2.2.6	Kompostqualität	34
2.2.7	Diskussion der technischen Belange	37
2.2.8	Technisch mögliche Optionen zur Behandlung der Fäkalien (Braunwasser) ...	41
2.3	MÖGLICHKEITEN DER ANAEROBEN BEHANDLUNG/VERWERTUNG	44
2.3.1	Nomenklatur der Verfahrensformen	44
2.3.2	Allgemeines Verfahrensschema	44
2.3.3	Substrateinsatz und Energiebilanz	47
2.3.4	Landwirtschaftliche Nutzung des Gärrestes	48
2.3.5	Substratquellen für Biogasanlagen	49
2.3.6	Reaktortypen	50
2.3.7	Diskussion zur Qualität des Gärrests	60
2.3.8	Technisch mögliche Optionen	63
2.3.9	Rechtliche Rahmenbedingungen	67
2.4	MÖGLICHKEITEN DURCH BERÜCKSICHTIGUNG LANDWIRTSCHAFTLICHER VERWERTUNGSPOTENTIALE	68
2.4.1	Einleitung	68
2.4.2	Bedingungen für eine Verwertung	68
2.4.3	Rechtliche Rahmenbedingungen für eine stoffliche Verwertung	74
2.4.4	Praktische Optionen der landwirtschaftlichen Verwertung	75
2.4.5	Kosten-Nutzen Überlegungen	77
3	PLANUNG UND LOKALE BEWERTUNG DER VARIANTEN	79
3.1	PLANUNG DER VARIANTEN	79
3.1.1	Anforderungen an die Abwasserreinigung und berücksichtigte Kläranlagentypen	79

3.1.2	Übersicht der Möglichkeiten – „Optionenpool“	82
3.1.3	Konzeptuelle Planung	83
3.1.4	Konkrete Planung in den betrachteten Gemeindegebieten.....	91
3.2	KOSTENGRUNDLAGEN	92
3.2.1	Vorbemerkungen.....	92
3.2.2	Kosten für Anlagen zur Trennung und Speicherung/Behandlung der Abwasser(teil-)ströme.....	92
3.2.3	Kosten für Anlagen der Abwasserableitung und -Reinigung	99
3.2.4	Kosten für Transport und Übernahme von Abwasser(teil-)ströme	111
3.2.5	Nutzungsdauern	119
3.2.6	Berücksichtigung der Kostenunsicherheiten	120
3.3	ERGEBNISSE DER KOSTENVERGLEICHSRECHNUNG	122
3.3.1	Vorgehensweise	122
3.3.2	Zusammenfassung der Varianten aus Kap. 3.1	123
3.3.3	Für die Kostenberechnung Ausgewählte Varianten	124
3.3.4	Gemeinde Wallsee –Projektsgebiet Schweinberg und Wochenendsiedlung ..	125
3.3.5	Gemeinde Wallsee –Projektsgebiet Schaching und Kobling.....	131
3.3.6	Gemeinde Weißenbach/Triesting – Projektsgebiet „Einzelanwesen“.....	137
3.3.7	Stadtgemeinde Zwettl – Neues Siedlungsgebiet.....	140
3.3.8	Spezielle Einflussfaktoren auf die Kostenberechnung für NÖ.....	142
3.3.9	Gemeinde Gaflenz –Projektsgebiet Lohnsitz	142
3.3.10	Gemeinde Oberneukirchen – Projektsgebiet Höf.....	150
3.3.11	Spezielle Einflussfaktoren auf die Kostenberechnung für OÖ.....	156
3.3.12	Gemeinde Weißenbach / Enns – Projektsgebiet Breitau	156
3.3.13	Spezielle Einflussparameter auf die Kostenberechnung in der Stmk.....	160
3.3.14	Generelle Einflussparameter auf die Kostenberechnung	160
3.4	UNTERSUCHUNGEN ZUR AKZEPTANZ	162
3.4.1	Einleitung.....	162
3.4.2	Stand der Diskussion: Akzeptanz alternativer Abwasserkonzepte.....	163
3.4.3	Schriftliche Vorerhebungen in den Modellgebieten	165
3.4.4	Bürgerinformationsveranstaltungen und Fokus-Gruppendiskussionen in den Modellgemeinden	169
3.4.5	Vertiefende Untersuchungen zur Akzeptanz von Separationstoiletten am Beispiel der Solar City Linz-Pichling.....	176
3.4.6	Vorläufige Schlussfolgerungen.....	181
4	RANDBEDINGUNGEN	184
4.1	HYGIENE	184
4.1.1	Hygienische Aspekte der Verwertung von Abwasser bzw. dessen Teilströmen 184	
4.1.2	Qualitative hygienische Bewertung der gegenständlichen Abwasserentsorgungskonzepte.	191
4.1.3	Maßnahmen zur Risikominimierung (Risikomanagement).....	194
4.1.4	Zusammenfassende hygienische Beurteilung.....	197
4.1.5	Offene Fragen bei der hygienischen Bewertung	200
4.2	UMWELTRISIKO	203
4.2.1	Übersicht	203
4.2.2	Variante I: landwirtschaftliche Verwertung von separat erfasstem Urin	204
4.2.3	Variante II: landwirtschaftliche Verwertung von unbehandeltem Abwasser (Senkgrubeninhalt)	221
4.2.4	Diskussion und Schlussfolgerung	226
5	ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG UND EMPFEHLUNGEN	228
5.1	ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG DER PRAKTISCHEN UMSETZBARKEIT	228
5.1.1	Einleitung.....	228

5.1.2	Konkrete Bewertung: Kosten und Akzeptanz.....	228
5.1.3	Generelle Bewertung der technisch möglichen Konzepte.....	232
5.1.4	Bewertung der rechtlichen Rahmenbedingungen	232
5.1.5	Gesamtbewertung	234
5.2	EMPFEHLUNGEN	238
5.2.1	Grundsätzliche Überlegungen	238
5.2.2	Empfohlene Konzepte	238
5.2.3	Generelle Empfehlungen.....	240
5.2.4	Abschließende Betrachtungen und Ausblick.....	242
6	LITERATUR	244
7	ANHANG	252
7.1	RECHTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN ZUR STOFFLICHEN VERWERTUNG VON ABWASSERTEILSTRÖMEN	253
7.1.1	Einleitung.....	253
7.1.2	Analyse der bodenschutzrechtlichen (länderspezifischen) Voraussetzungen	253
7.1.3	Screening der maßgebenden Gesetze und Richtlinien für eine Kompostierung 265	
7.1.4	Analyse der rechtlichen Rahmenbedingungen des AWG, der EU-Abfallrichtlinie und weiterer Bundes- und Landesgesetze	266
7.1.5	EU Regelungen	269

1 EINLEITUNG, ZIELE UND METHODIK

1.1 Motivation und Ausgangslage

Im ländlichen Raum in Österreich, v.a. in den Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Kärnten, besteht noch ein großer Nachholbedarf im Hinblick auf eine ordnungsgemäße Abwasserentsorgung. Zum Beispiel sind in Niederösterreich derzeit noch ca. 210.000 Einwohner an Senkgruben angeschlossen bzw. verfügen nur über einfache mechanische Einzelanlagen, was ca. 14% der Bevölkerung von NÖ entspricht. Je kleiner und je weiter von bestehenden Systemen entfernt sich die noch anzuschließenden Siedlungsgebiete befinden, desto teurer werden konventionelle Lösungen für den einzelnen Bürger und den Fördergeber. Die Sammlung des Abwassers und Verwertung vor Ort stellt für Landwirte eine oft bevorzugte Option dar. (In vielen Kulturen werden/wurden traditionell die Nährstoffe im Abwasser in verschiedener Form als Dünger wieder verwendet.) Für Nicht-Landwirte, die die gesammelten Abwässer zu einer Kläranlage transportieren (lassen) müssten, stellt diese Option durch die hohen Transportkosten eine oft sehr teure Lösung dar. Dies weist bereits ein Spannungsfeld der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum aus: Landwirte und Nicht-Landwirte bevorzugen oft unterschiedliche Varianten. Hier stellt sich die Frage, ob nicht durch eine optimale Abstimmung der Anforderungen der Landwirtschaft sowie der Anforderungen der Abwasserwirtschaft neue, effizientere Möglichkeiten für die Abwasserentsorgung gefunden werden können, die sowohl für Landwirte als auch für Nicht-Landwirte akzeptabel sind. Ein weiteres Potential für neue Wege der Abwasserentsorgung kann sich durch die Verknüpfung von Aufgaben der Abfallwirtschaft, insbesondere der Verwertung von biogenen Materialien, mit der Abwasserwirtschaft ergeben. Die Kompostierung von biogenem Material und die Verwertung des Kompostes in der Landwirtschaft stellt eine auch von Nicht-Landwirten häufig geübte Praxis im ländlichen Raum dar.

Einige grundlegende Überlegungen zu diesem Thema wurden bereits in der Studie „Kosten-Nutzen-Überlegungen zur Gewässerschutzpolitik in Österreich mit besonderer Berücksichtigung des ländlichen Raumes“ angestellt (Kroiss et al., 2002). Neben herkömmlichen Konzepten wurden in dieser Studie auch „alternative Konzepte mit Stofftrennung“ betrachtet. Die Studie weist jedoch darauf hin, dass die Frage, welche Entsorgungs- bzw. Verwertungspfade dabei auch im Sinne des Bodenschutzes und der Hygiene als zulässig und sinnvoll anzusehen sind, in einer eigenen Studie abzuklären wäre.

Diese Fragestellung wurde in der gegenständlichen Studie aufgegriffen und bearbeitet. Darüber hinaus versucht die gegenständliche Studie generell neue Wege der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum im Hinblick auf mögliche Kosteneinsparungspotentiale aufzuzeigen sowie soll insbesondere die technische und praktische Umsetzbarkeit dieser Konzepte anhand von ausgewählten Modellgemeinden dargestellt werden. Weiters sollen generelle Empfehlungen für zukünftige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum ausgearbeitet werden. Im gegenständlichen Modul 1 soll dafür anhand von ausgewählten Modellgemeinden eine konzeptuelle Planung und Bewertung der technisch möglichen Optionen (siehe Kap. 3 und 4) durchgeführt werden. Basierend auf den Ergebnissen dieser Untersuchung kann in einem allfälligen Modul 2 die Umsetzung ausgewählter neuer Konzepte erfolgen.

1.2 Projektumfeld

Die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum stellt in vielen europäischen Ländern noch ein ungelöstes Problem dar. In vielen Ländern wird das Abwasser in einfachen Gruben gesammelt und versickert. Einige europäische Länder haben hier eine Vorreiterrolle übernommen und versuchen neue Wege in der ländlichen Abwasserentsorgung zu gehen, die eine optimalen Entsorgung/Verwertung der einzelnen Stoffströme anstreben.

Vor allem Schweden hat in den letzten Jahren zahlreiche Systeme mit Stofftrennung umgesetzt. In den Jahren 1998 bis 2002 wurden derartige Systeme im Rahmen des LIP (Local Investment Programme) durch das schwedische Umweltministerium gefördert. Neben verschiedenen schwedischen Forschungsprojekten wurden insbesondere diese geförderten Systeme kürzlich einer Evaluation unterzogen. In Deutschland gibt es ebenfalls einige Pilotprojekte mit Stofftrennung. Anhand des Pilotprojektes Lambertsühle wird zudem ein umfangreiches Forschungsprojekt durchgeführt. Noch zu erwähnen ist das Forschungsprojekt Novaquatis in der Schweiz, das ebenfalls eine umfangreiche Bewertung von Systemen mit Stofftrennung zum Inhalt hat.

Durch die Einbeziehung des deutschen Büros Otterwasser, welches u.a. auf alternative Konzepte der Abwasserentsorgung spezialisiert ist sowie die Einbindung eines schwedischen Partners, wurden die Erfahrungen in diesen beiden Ländern im gegenständlichen Projekt optimal berücksichtigt.

1.3 Generelle Projektziele

Der Titel des gegenständlichen Projektes, „Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“ ist im Kontext der Kritik am konventionellen System der Abwasserentsorgung zu sehen. Diese Kritik umfasst v.a. die hohen Kosten dieses Systems sowie die mangelnde Verwertung und Kreislaufführung der Nährstoffe im Abwasser. Weiters werden Vorteile im Hinblick auf den Gewässerschutz durch eine getrennte Sammlung des Urins argumentiert, da dadurch die großteils im Urin enthaltenen organischen Arzneimittel nicht in die Gewässer eingebracht werden (z.B. Londong, 2004).

Das gegenständliche Projekt verfolgt aber nicht das Ziel, die „Nachhaltigkeit“ von unterschiedlichen Abwasserentsorgungskonzepten zu bewerten sowie geht es auch nicht davon aus, dass Konzepte die auf einer Stofftrennung basieren a priori nachhaltiger sind, als herkömmliche Konzepte. Die oben angeführten Argumente sind auch durchaus kritisch zu hinterfragen, was teilweise im Rahmen dieses Projektes geschehen ist. Erster Schritt wird immer sein, die Wirtschaftlichkeit des Anschlusses an eine bestehende zentrale Kläranlage zu untersuchen. Erst wenn die Wirtschaftlichkeit dafür nicht gegeben ist, müssen andere Optionen untersucht werden.

Ziel des gegenständlichen Projektes ist es vielmehr, neue und sinnvolle Wege der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum aufzuzeigen und dadurch die Möglichkeiten (Optionenpool) für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum zu erhöhen. Kriterien für die Beurteilung dieser neuen Möglichkeiten sind mögliche Kosteneinsparungen sowie die Einhaltung von relevanten Randbedingungen, v.a. hinsichtlich hygienischer Anforderungen, der landwirtschaftlichen Verwertung und der sozialen Akzeptanz. Dieses Projektziel ist in Abbildung 1.3-1 dargestellt.

Das Projekt wurde dazu wie in Kap. 1.1. erwähnt in 2 Module unterteilt: Das vorliegende Modul 1, welches eine Analyse der (technischen und praktischen) Umsetzungsmöglichkeiten von neuen Konzepten und deren Kostenvergleich mit herkömmlichen Konzepten zum Inhalt

hat und ein allfälliges Modul 2, in welchem die tatsächliche Umsetzung ausgewählter neuer Konzepte anhand von Pilotprojekten erfolgen könnte.

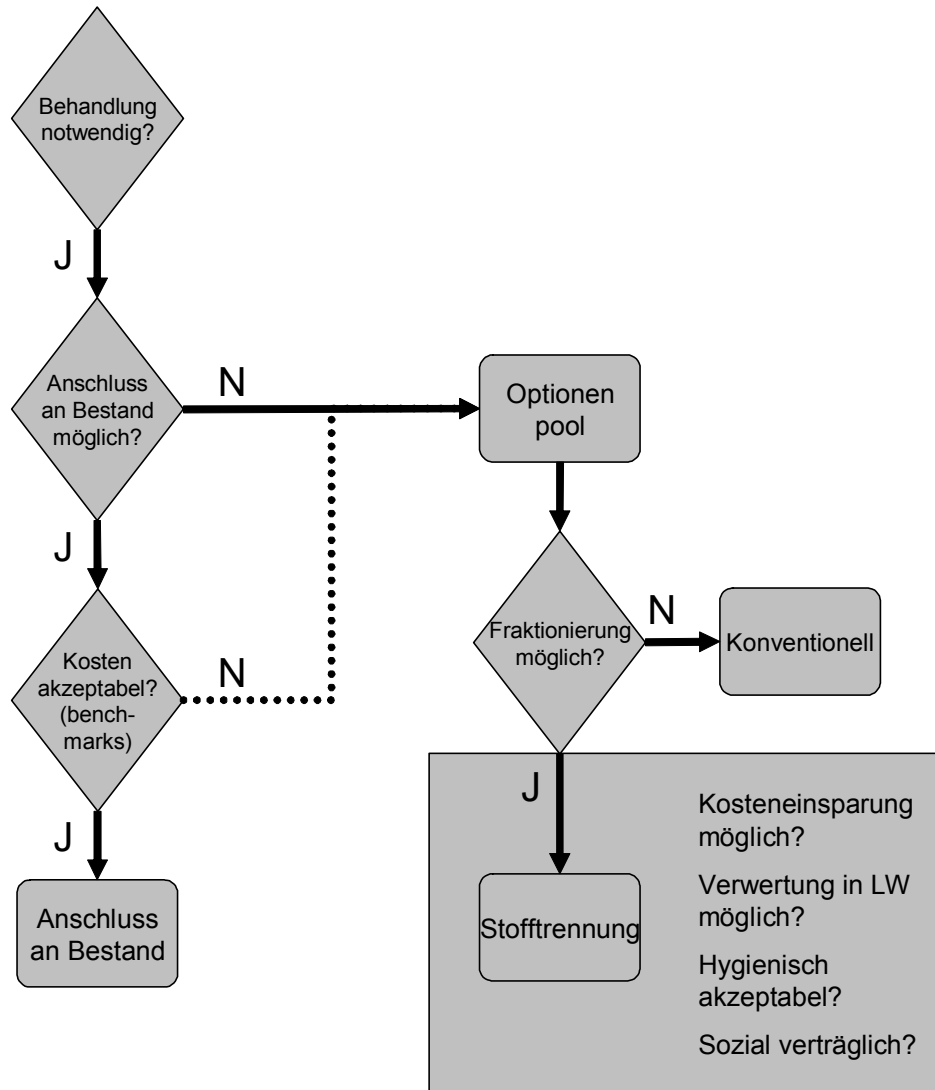


Abbildung 1.3-1. Generelle Projektziele

(Anmerkung: Ein Anschluss an den Bestand kann auch durch die gültige Gesetzeslage notwendig sein).

Die konkreten Projektziele und die angewendete Methodik sind im folgenden Kapitel erläutert.

1.4 Konkrete Projektziele

Generell gibt es 2 herkömmliche Möglichkeiten der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum:

1. Einleitung der Abwässer in eine dezentrale oder zentrale Kläranlage.
2. Sammlung der Abwässer vor Ort und Verwertung in der Landwirtschaft oder Transport zu einer Kläranlage

Wie in Kap. 1.1 angeführt, können sich neue Möglichkeiten der Abwasserentsorgung durch eine optimale Abstimmung der Abwasserwirtschaft auf die Landwirtschaft und die Abfallwirtschaft ergeben. Ziel hier ist eine Entfrachtung des Abwasserstromes, um ihn vor Ort möglichst kostengünstig und dem Stand der Technik entsprechend zu reinigen und/oder zu verwerten. Die daraus resultierenden Stoffströme sind in Abb. 1.4-1 dargestellt.

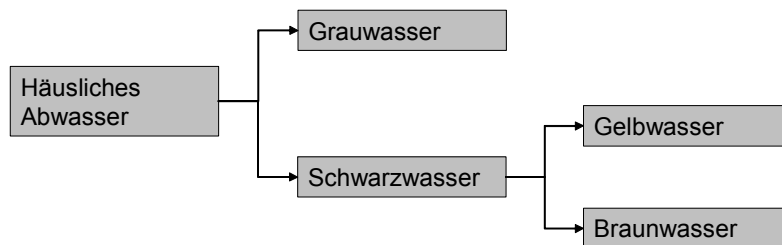


Abbildung 1.4-1. (Teil-)stoffströme des häuslichen Abwassers

Unter **Gelbwasser** versteht man Urin ev. vermischt mit Spülwasser, unter **Braunwasser** Fäkalien mit Spülwasser, unter **Schwarzwasser** Gelb- und Braunwasser, d.h. herkömmliches Toilettenabwasser und unter **Grauwasser** Abwasser, das im Wesentlichen folgenden häuslichen Herkunftsbereiche zugeordnet werden kann: Bad, Wäsche, Küche. Dadurch ergibt sich eine 3. Möglichkeit der Abwasserentsorgung:

3. Stofftrennung und Reinigung/Verwertung soweit möglich vor Ort

Diese 3. Möglichkeit ist aber nur sinnvoll, wenn sich dadurch Kosteneinsparungen ergeben können sowie die Probleme der Abwasserwirtschaft nicht zu Problemen der Land- und Abfallwirtschaft verschoben werden, sondern Synergien zwischen diesen Bereichen genutzt werden können.

Voraussetzung für die Nutzung von Synergien zur Landwirtschaft ist die stoffliche Integration der konzentrierten Nährstoffe in die Landwirtschaft und die Abfallwirtschaft. Dies führt zu den ersten beiden Zielen des gegenständlichen Forschungsprojektes:

- *Ziel 1: Analyse der technischen Möglichkeiten, um konzentrierte Stoffströme zu behandeln*
- *Ziel 2: Analyse der Integrationsmöglichkeiten von Gelbwasser und Komposten in landwirtschaftliche und abfallwirtschaftliche Kreisläufe inklusive Kosten – Nutzen Betrachtungen.*

Die sich daraus ergebenden Möglichkeiten werden dann einem Kostenvergleich anhand von ausgewählten Modellgebieten unterzogen. Daraus ergibt sich das 3. Ziel:

- *Ziel 3: Analyse der Wirtschaftlichkeit der neuen Konzepte*

Jene Möglichkeiten, die wirtschaftlich vorteilhaft sein können, müssen aber auch den Randbedingungen entsprechen. Diese Randbedingungen sind v.a. hygienische Anforderungen, Anforderungen des Bodenschutzes und insbesondere Anforderungen der potentiellen NutzerInnen. Eine Bewertung dieser beiden Aspekte erfolgt in den Zielen 4, 5 und 6:

- *Ziele 4: Betrachtung hygienischer Kriterien bei der Umsetzung dieser neuen Konzepte*
- *Ziel 5: Betrachtung von Aspekten des Umweltrisikos im Kontext der landwirtschaftlichen Verwertung von konzentrierten Stoffströmen*
- *Ziel 6: Untersuchung der Akzeptanz und Einbeziehung potenzieller NutzerInnen*

Basierend auf diesen 6 Zielen sollen schließlich eine Beurteilung der Konzepte und die Ausarbeitung von Empfehlungen erfolgen.

- *Ziel 7: Beurteilung der Konzepte und Ausarbeitung von Empfehlungen*

1.5 Methodik

1.5.1 Übersicht

Das Projekt umfasst 3 Hauptteile:

Teil 1: Technische Möglichkeiten

Teil 2: Lokale Bewertung der technischen Möglichkeiten

Teil 3: Generelle Bewertung

Im ersten Teil erfolgt die Darstellung der technischen Möglichkeiten für die Behandlung und Verwertung von konzentrierten Stoffströmen (Kapitel 2). Darauf basierend wird ein Optionenpool generiert (Kap. 3.1).

Im zweiten Teil erfolgt anhand von 5 ausgewählten Modellgemeinden in den Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark die Darstellung der technischen Umsetzbarkeit von ausgewählten neuen Konzepten (Kapitel 3.1) sowie eine Kostenvergleichsrechnung dieser ausgewählten Konzepte mit ausgewählten herkömmlichen Konzepten (Kapitel 3.2 und 3.3). Basierend auf diesen Kostenvergleichsrechnungen wird die Akzeptanz der untersuchten neuen Konzepte in den Modellgemeinden untersucht (Kapitel 3.4).

Im dritten Teil wird die Einhaltung der Randbedingungen im Hinblick auf hygienische Aspekte (Kapitel 4.1) und Aspekte des Umweltrisikos (Kapitel 4.2) untersucht sowie werden eine zusammenfassende Beurteilung der vorgestellten Konzepte durchgeführt und Empfehlungen ausgearbeitet (Kapitel 5).

1.5.2 Teil 1: Technische Möglichkeiten

In der Anfangsphase des Projektes wurden, basierend auf Erfahrungen des Projektteams und einer Literatur Recherche, alle technisch möglichen Varianten erhoben. Diese technisch möglichen Varianten wurden in 2 Gruppen eingeteilt: Varianten ohne Trennung der Stoffströme (Gruppe A) sowie Varianten mit Trennung eines oder mehrerer Stoffströme

(Gruppe B). Diese beiden Hauptgruppen wurden jeweils in folgende Untergruppen unterteilt:

Gruppe A: Varianten ohne Trennung der Stoffströme:

- A0: Anschluss an eine zentrale Kläranlage
- A1: Errichtung einer/mehrerer dezentraler Kläranlage(n)
- A2: Senkgrubenentsorgung

Gruppe B: Trennung eines oder mehrerer Stoffströme

- B1: Nur Trennung in Grau- und Schwarzwasser
- B2: Nur Abtrennung von Gelbwasser
- B3: Trennung in Grau-, Gelb- und Braunwasser
- B4: Trennung in den festen und flüssigen Anteil des Abwassers

Gruppe C: Kombinationen von A und B

Weitere Unterscheidungen dieser Optionen ergeben sich durch die Behandlung und die Verwertung der einzelnen Teilströme. Im Hinblick auf die Reinigung des Abwassers ergeben sich durch die Trennung in Abwasserteilströme neue Möglichkeiten. Wie in Kapitel 2.2 und 2.3 ausgeführt wird, eignen sich für die konzentrierten Teilströme des Schwarz- und Braunwassers besonders die Kompostierung und die anaerobe Behandlung als Reinigungsprozesse.

Auf die Möglichkeiten zur Optimierung der landwirtschaftlichen Verwertungspotentiale wird in Kapitel 2.4 näher eingegangen.

1.5.3 Teil 2: Lokale Bewertung der technischen Möglichkeiten

Teil 2 gliedert sich in 4 Unterteile:

- Erhebung des IST Zustandes in den ausgewählten Gemeindegebieten
- Ausarbeitung von technischen Varianten für die ausgewählten Gebiete
- Bewertung der Kosten für diese Varianten
- Untersuchung zur Akzeptanz hinsichtlich neuer Varianten

1.5.3.1 Erhebung des Ist-Zustandes in den Gemeinden

Die Erhebung des Ist-Zustandes erfolgte in 2 Teilen: Über den Sommer 2003 wurden in den Modellgebieten Fragebögen im Wege der Gemeinden an die direkt betroffenen Bürger ausgeteilt (siehe Kap. 3.4 und Länderanhänge).

Insbesondere wurden folgende Informationen erfragt:

- Angaben zum Abwasseranfall
- Angaben zur derzeitigen Abwasserentsorgung
- Angaben zur Kompostierung
- Angaben zur Hausinstallation
- Angaben zur bevorzugten zukünftigen Abwasserentsorgung
- Erste Meinungserhebung zu alternativen Konzepten

- Wichtigkeit generelle Aspekte der Abwasserentsorgung
-

Weiters wurde eine Erhebung der derzeitigen landwirtschaftlichen Situation hinsichtlich des Nährstoffbedarfs durchgeführt (diese Erhebung ist ebenfalls in den Länderanhängen ersichtlich).

Basierend auf dieser Erhebung wurde im Frühjahr 2004 eine Begehung der betroffenen Häuser in den Projektsgebieten durchgeführt. Im Rahmen dieser Begehungen wurden noch allfällige Unklarheiten in den beantworteten Fragebögen geklärt, vor allem wurden aber die Möglichkeiten einer Trennung der Abwasserteilströme in den Häusern untersucht sowie wurden Grundlagen für die Kostenberechnung erhoben.

1.5.3.2 Ausarbeitung von technischen Varianten für die Modellgebiete

Basierend auf dem aus Teil 1 resultierenden Optionenpool wurde eine konzeptuelle Planung für die ausgewählten Gebiete durchgeführt. Es wurden ausgewählte Varianten der Gruppe A sowie ausgewählte Varianten der Gruppe B untersucht. Die detaillierten Planungen sind in den Länderanhängen ersichtlich.

1.5.3.3 Bewertung der Kosten

Für die Bewertung der Kosten wurde eine dynamische Kostenvergleichsrechnung nach LAWA durchgeführt (Details siehe in Kap. 3.2 und 3.3). Es wurden alle anfallenden Kosten von einer allfälligen Änderung/Anpassung der Installationen im Haus und auf dem eigenen Grundstück bis zu den Kosten für die Verwertung der Endsubstrate (Klärschlamm, Kompost, etc.) berücksichtigt.

Die Kosten für „herkömmliche“ Komponenten der Abwasserentsorgung wurden in Abstimmung mit den jeweiligen Kostendaten der Ämter der betroffenen Landesregierungen ermittelt. Für die Kosten der neuen Systemelemente wurden diese, soweit möglich, von Kosten für ähnliche konventionelle Anlagenteile abgeleitet sowie wurden Erfahrungswerte aus Deutschland und Schweden berücksichtigt.

Im Hinblick auf die zahlreichen Kostenunsicherheiten wurden Sensitivitätsanalysen sowie Kostensimulationen ausgeführt.

1.5.3.4 Untersuchungen zur Akzeptanz

Ziel dieser Untersuchungen ist einerseits die Erforschung der Akzeptanz (aufgefasst als Ergebnis eines Lern- und Entscheidungsprozesses) der alternativen Abwasserkonzepte in den fünf Gemeindegebieten und andererseits die Erarbeitung von planungsrelevantem Nutzer-Feedback.

Neben den in Schritt 1 durchgeführten Erhebungen, die auch bereits erste Befragungen zur Akzeptanz von alternativen Konzepten beinhalteten, wurde nach vorliegenden Planungen und insbesondere der Kostenvergleichsrechnung, eine Fokusgruppendifkussion zur qualitativen Bewertung der ausgearbeiteten Abwasserkonzepte mit den direkt betroffenen NutzerInnen durchgeführt. Die ein bis zweistündigen Gespräche werden auf Tonband aufgezeichnet, transkribiert und mittels inhaltsanalytischer Verfahren ausgewertet. Im Hinblick auf die Akzeptanz von Trenntoiletten wurde zusätzlich noch eine Befragung der NutzerInnen von Trenntoiletten in der Solarcity in Linz durchgeführt. Die Untersuchungen und Ergebnisse sind in Kap. 3.4 dargestellt.

1.5.4 Teil 3: Generelle Bewertung

Dieser Teil gliedert sich in 3 Unterteile:

- Analyse der hygienischen Anforderungen an Abwasserkonzepte mit Stofftrennung
- Analyse des Umweltrisikos der direkten Verwertung von hochkonzentrierten Stoffströmen
- Zusammenfassende Beurteilung und Empfehlungen

1.5.4.1 Analyse der hygienischen Anforderungen an Abwasserkonzepte mit Stofftrennung

Auf Basis einer ersten seuchenhygienischen Bewertung der einzelnen Stoffströme und unter Berücksichtigung der Ergebnisse verschiedener internationaler Studien zur hygienischen Risikoanalyse von Abwasserkonzepten mit Stofftrennung, wird eine qualitative Beurteilung des hygienischen Risikos der gegenständlichen Abwasserkonzepte durchgeführt. Basierend auf den österreichischen Anforderungen an die Hygiene werden Maßnahmen zum Risikomanagement vorgeschlagen sowie abschließende Betrachtungen durchgeführt.

1.5.4.2 Analyse des Umweltrisikos der direkten Verwertung von hochkonzentrierten Stoffströmen

Basierend auf internationalen Studien werden relevante Schadstoffe (insbesondere Mikroschadstoffe wie Arzneimittel) ausgewählt. Für diese Schadstoffe wird eine vorläufige Risikobetrachtung für die Belastung des Grundwassers durch Auswaschung durchgeführt. Diese Risikoabschätzung wird sowohl für einen „worst case“ durchgeführt als auch für praxisrelevante Aufbringungsmengen von Urin in Abstimmung mit Kapitel 4 (Integration der Landwirtschaft).

1.5.4.3 Zusammenfassende Beurteilung und Empfehlungen

Basierend auf den Ergebnissen der verschiedenen Projektteile wird eine zusammenfassende Beurteilung der untersuchten Konzepte durchgeführt, wobei insbesondere die praktische Umsetzbarkeit Gegenstand der Beurteilung ist. Darauf aufbauend werden Empfehlungen bezüglich der Frage wie die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum zukünftig gestaltet werden soll sowie hinsichtlich der Umsetzung von allf. alternativen Strategien ausgearbeitet.

2 ERWEITERUNG DES OPTIONENPOOLS DURCH DIE INTEGRATION DER ABFALL- UND LANDWIRTSCHAFT

2.1 Bemessungsgrundlagen der Stofftrennung

2.1.1 Trennung der Teilströme

Um die einzelnen Teilströme getrennt erfassen zu können, ist (bei bestehenden Häusern) i.d.R. eine Änderung der bestehenden Hausinstallation erforderlich. Für die Trennung in Grau- und Schwarzwasser ist der Einzug eines zusätzlichen Stranges für das Grauwasser im Haus erforderlich. Für die Abtrennung des Urins ist neben einem eigenen Urinstrang auch die Installation einer speziellen Separationstoilette (siehe Kap. 2.1.2) notwendig.

Weiters kann auch noch eine Trennung des flüssigen Anteils vom festen Anteil des Abwassers mittels eines Wirbelabscheiders erfolgen. Diese Möglichkeit ist in Kap. 3.1 näher beschrieben. Dadurch kommt es aber zu einer Vermischung der Teilströme, sodass keine reinen Fraktionen mehr vorliegen.

2.1.2 Abwasseranfall

In der Literatur wird üblicherweise von einem täglichen Abwasseranfall von 150l pro Einwohner und Tag ausgegangen. Naturgemäß kann dieser Wert starken Schwankungen, je nach Wasserbedarf im Haushalt, unterliegen.

Zur Ermittlung des durchschnittlichen Abwasseranfalles im ländlichen Raum wurde von Götz (2005) der Abwasseranfall von 2000 - 2004 (Daten aus dem Jahr 2002 wurden wegen der extremen Niederschlagsereignisse ausgelassen) in fünf Abwasserentsorgungsgebieten in Niederösterreich untersucht. Von ihm wurde ein Jahresmedian von rd. 100l pro Einwohner und Tag ermittelt. In Oberösterreich wird von einem durchschnittlichen Abwasseranfall von ca. 100-115l pro Einwohner und Tag ausgegangen. In Deutschland entspricht der Abwasseranfall im ländlichen Raum den österreichischen Werten, hier wird abweichend von den veralteten Regelwerken auch schon mit 120 – 130l je Einwohner im ländlichen Raum gerechnet.

Der häusliche Abwasseranfall setzt sich aus dem Abwasser aus dem WC (Schwarzwasser) und dem Abwasser aus Bad, Küche, Waschmaschine, etc. (Grauwasser) zusammen. Für eine herkömmliche Toilette wird nachfolgend von einem Schwarzwasseranfall von 40l pro Einwohner und Tag ausgegangen. Hierbei wird mit ca. 1 Vollspülung (7-10l/Spülung - konventionelle Spartechnologie bzw. veraltete Technologie) und durchschnittlich 4,25 Teilspülungen (4-8l/Spülung - konventionelle Spartechnologie bzw. veraltete Technologie) gerechnet (ISI; 1999). Der Werte von 40 l pro Einwohner und Tag ist als Durchschnittswert zu sehen. In der Literatur werden Werte zwischen 35 (Innovation Betriebs- und Regenwasserbewirtschaftung, 1998) und 44 l / E x d (ISI, 1999) angegeben.

Durch die Anwendung von Toiletten mit Urinseparation kann die Schwarzwassermenge wesentlich reduziert werden. Abbildung 2.1.2-1 zeigt einige am Markt erhältliche Trenntoiletten und in Tabelle 2.1.2-1 sind die Spülwassermengen dieser Toilettentypen dargestellt.



Abbildung 2.1.2-1. Toilettentypen im Vergleich (BB Innovation; Gustavsberg Separationstoilette; Roediger No Mix Toilette)

Die Toilette des Typs BB Innovation besteht aus zwei durch einen Mittelsteg getrennten Bereichen. Im hinteren Bereich werden die Fäkalien gesammelt, im vorderen Bereich der Urin. Die Spülwassermenge für eine Vollspülung wird mit 4 bis 6 l (Herstellerangabe) beziffert, es wird aber für eine Vollspülung eine Spülwassermenge von 6 l empfohlen. Das Spülwasser für eine Urin-Teilspülung beträgt ca. 0,12 bis 0,15 l und fließt gemeinsam mit dem Urin ab, d.h. der Urin wird leicht verdünnt erfasst.

Die Toilette des Typs WostMan DS ist wie die Toilette des Typs BB Innovation durch einen Mittelsteg in zwei Bereiche unterteilt. Die Spülwassermengen betragen ca. 0,1 l für eine Urin-Teilspülung bzw. 3 bis 5 l für eine Vollspülung (Herstellerangaben)

Bei der Gustavsberg Separationstoilette werden lt. Herstellerangabe für eine Vollspülung 4 und für eine Teilspülung 2 l benötigt. Im vorderen Bereich befindet sich eine Abflussöffnung zur Ableitung des Urins. Der Urin wird nicht völlig unverdünnt gesammelt, sondern es gelangen ca. 10% der Spülwassermenge in den Urinablauf.

Bei der No Mix Toilette der Firma Roediger, die auch in Österreich über die Firma Etertec vertrieben wird, wird durch die Verwendung eines Mechanismus der Urinablauf beim Setzen geöffnet und der Urin kann unverdünnt erfasst werden. Bei Betätigen der Spültaste gelangt das gesamte Spülwasser in den hinteren Bereich der Toilette und wird dort abgeleitet. Die Spülwassermengen können lt. Herstellerangabe zwischen 1 und 6 l reguliert werden. Es wird aber eine Spülwassermenge von 6 bzw. 3 l für eine Voll- bzw. Teilspülung empfohlen.

Im Folgenden wird bei Verwendung von herkömmlichen Toiletten von einem durchschnittlichen **Schwarzwasseranfall von 40l** pro Einwohner und Tag und einem durchschnittlichen **Grauwasseranfall von 75l** pro Einwohner und Tag ausgegangen. Damit ergibt sich ein **durchschnittlicher Abwasseranfall von 115l pro Einwohner und Tag**. Dieser Wert stimmt mit den oben genannten Werten überein. Auch die angenommene Grauwassermenge stimmt mit Erfahrungswerten aus Deutschland überein (rd. 70-80l). In der ökologischen Siedlung Flintenbreite, die über eine Trennung von Schwarzwasser und Grauwasser verfügt, konnte sogar ein noch geringerer durchschnittlicher Grauwasseranfall von ca. 60l pro Einwohner und Tag erreicht werden.

Tabelle 2.1.2-1. Spülwassermengen in Abhängigkeit vom Toilettentyp

Bezeichnung	Vollspülung		Teilspülung		Gesamt l / E x d
	Spülwasser [l]	Anzahl x d	Spülwasser [l]	Anzahl x d	
Standard WC	7-10	1	4-8	4,25	40
BB Innovation	6	1	0,15-0,2	4,25	6,6
Gustavsberg	4	1	2	4,25	12,5
Roediger No Mix	6	1	3	4,25	18,8
WostMan DS	(3) 5	1	0,1	4,25	5,5

Tab. 2.1.2-1 stellt die Spülmengen der unterschiedlichen Toilettentypen dar. Bei Verwendung von einer Trenntoilette ergibt sich je nach Modell eine Brauwassermenge

(ohne Urin) von ca. 6,6 – 18,8 l pro Einwohner und Tag (siehe Tabelle 2.1.2-1). Damit ergibt sich ein durchschnittlicher rechnerischer Gesamtabwasseranfall von ca. 81,6 – 93,8 l pro Einwohner und Tag.

Zusätzlich können auch noch Wassersparmaßnahmen angewendet werden. Ausgehend von der Annahme, dass insbesondere in Wochenendhäusern z.B. die Verwendung einer Waschmaschine nicht zwingend erforderlich ist, können rund weitere 20 l / pro Einwohner und Tag an Grauwasser eingespart werden (Innovation Betriebs- und Regenwasserbewirtschaftung, 1998).

Tabelle 2.1.2-2 zeigt eine Zusammenstellung der Bemessungswerte für die anfallenden Abwassermengen.

Tabelle 2.1.2-2. Anfallende (rechnerische) Abwassermengen.

in l / E, d	Ohne Urintrennung	Mit Urintrennung	Mit Wassersparmaßnahmen
Grauwasser	75	75	55
Urin + Braunwasser	40	6,6 – 18,8	6,6 - 40
Summe	115	81,6 – 93,8	61,6 - 95

2.1.3 Charakteristik der Abwasserteilströme

Da in fachspezifischer Literatur zahlreiche Kenngrößen zu finden sind, die sich zum Teil voneinander unterscheiden, erfolgt im Folgenden sowohl eine Zusammenstellung relevanter Literaturdaten, als auch eine Auswahl der Daten, die als Berechnungsgrundlage herangezogen wurden. Kenngrößen über Mengen und Nährstoffe in den einzelnen Abwasserfraktionen wurden zum einen aus Otterpohl (2002), sowie aus Otterpohl und Oldenburg (2000) zitiert. Tabelle 2.1.3-1 und Tabelle 2.1.3-2 stellen die zitierten Kenngrößen dar. In Tabelle 2.1.3-3 erfolgt weiters eine Aufschlüsselung der Fraktionen in Frachten.

Tabelle 2.1.3-1. Mengen und Inhaltsstoffe in Teilströmen aus häuslichem Abwasser (Otterpohl, 2002)

	Menge	Frachten [kg/EW/a] bzw. Anteil am Gesamtabwasser (%)		
		N	P	K
Urin	ca. 500 l/EW/a	4 (87%)	0,4 (50%)	1 (54%)

Tabelle 2.1.3-2. Mengen und Inhaltsstoffe in Teilströmen aus häuslichem Abwasser (Otterpohl und Oldenburg, 2000)

	Menge	Anteil am Gesamtabwasser [%]			
		CSB	N	P	K
Grauwasser	70-270 l/EW/d	41%	3%	10%	34%
Schwarzwasser	ca. 40 l/EW/d	59%	97%	90%	66%
Braunwasser	Fäkalien: 0,15 l/EW/d Wasser: 40 l/EW/d	47%	10%	40%	12%
Gelbwasser	1,3 l/EW/d	12%	87%	50%	54%

Tabelle 2.1.3-3. Frachten und Inhaltsstoffe in Teilströmen aus häuslichem Abwasser (Otterpohl und Oldenburg, 2000)

Nährstoffe	Fracht [kg/EW/a]	Schwarzwasser		Grauwasser		Gesamt	
		[% Gesamt]	[g/EW/d]	[% Gesamt]	[g/EW/d]	[% Gesamt]	[g/EW/d]
N	4 kg/EW/a	97%	10,63	3%	0,33	100%	10,96
P	0,75 kg/EW/a	90%	1,85	10%	0,21	100%	2,05
K	1,8 kg/EW/a	66%	3,25	34%	1,68	100%	4,93

Die bei Otterpohl (2002) und Otterpohl und Oldenburg (2000) beschriebenen Kenngrößen sind ident. Die Kenngrößen wurden auf der Basis von Literaturstudien und eigenen Messungen ermittelt.

Da diese Werte sehr stark von den Lebens- und Ernährungsgewohnheiten abhängig sind, können sie nur als Größenordnung betrachtet werden, die naturgemäß starken Schwankungen unterliegt. So wird von einer täglichen Urinmenge von 1,3 – 1,4 l/EW ausgegangen. Aus der N-Fracht im Urin/EW/a und der jährlich anfallenden Menge Urin/EW/a lässt sich eine N-Konzentration von etwa 8 g/l N im Urin berechnen. In einer Studie aus dem Jahr 2002 untersuchten Otterpohl und Oldenburg (2005) die Abwasserteilströme in der ökologischen Wohnsiedlung Flintenbreite über den Zeitraum eines Monats. Tabelle 2.1.3-4 stellt die Daten dar. Während in der Lambertsmühle die Trennung der Teilströme durch ein angeschlossenes WC ohne Urinseparation nicht ganz sorgfältig betrieben wird, erfolgt in der Flintenbreite eine vollständige Trennung der Abwasserteilströme, jedoch nur in Schwarzwasser und Grauwasser (mündliche Mitteilung Oldenburg, 2005). Die Daten stammen aus dem Siedlungsgebiet mit ca. derzeit 66 Einwohnern. Die geringe Menge des Schwarzwassers (nur ca. 4,8 l/EW, d) ergibt sich durch die Verwendung von Vakuumtoiletten.

Tabelle 2.1.3-4. Frachten und Inhaltsstoffe in Teilströmen aus häuslichem Abwasser (Otterpohl und Oldenburg, 2005)

Nährstoffe	Fracht [kg/EW/a]	Schwarzwasser 4,8 l/EW/d		Grauwasser 56 l/EW/d		Gesamt 60,8 l/EW/d	
		[% Gesamt]	[g/EW/d]	[% Gesamt]	[g/EW/d]	[% Gesamt]	[g/EW/d]
N	4,0 kg/EW/a	93%	10,2	7%	0,8	100%	11,0
P	0,55 kg/EW/a	67%	1,02	33%	0,5	100%	1,52
K	0,39 kg/EW/a	82%	0,89	18%	0,2	100%	0,9

In den von Otterpohl und Oldenburg (2005) angegebenen Frachten (Tab. 2.1.3-4) sind die hohen Werte für Phosphor im Grauwasser auffallend. Als Ursache hierfür wurden die Geschirrspülmittel identifiziert, die einen Phosphatanteil bis zu 30 % aufweisen können (Oldenburg mdl. Mitteilung, 2005).

Aus dem Forschungsprojekt Lambertsmühle (Wupperverband, 2003) sind die in Tabelle 2.1.3-5 dargestellten Daten zu den einzelnen Teilströmen bekannt.

Tabelle 2.1.3-5. Zusammensetzung der Teilströme des häuslichen Abwassers am Beispiel der Lambertsmühle (Wupperverband, 2003)

	Menge	Frachten im Urin [kg/EW/a] bzw. Anteil in den einzelnen Fraktionen in (%)			
		org. C	N	P	K
Gelbwasser	500 l/EW/a	8,5 (39%)	4 (80%)	0,4 (57%)	1 (43%)
Braunwasser	10.000 l/EW/a	8 (36%)	0,7 (14%)	0,2 (29%)	0,2 (9%)
Grauwasser	25.000 l/EW/a	5,5 (25%)	0,3 (6%)	<0,1 (14%)	1,1 (48%)

Während die pro Jahr anfallende Menge an Urin mit den Daten aus Tabelle 2.1.3-1 und Tabelle 2.1.3-2 übereinstimmt (500 l/EW/a Gelbwasser = Urin), liegt die Braunwassermenge im Forschungsprojekt Lambertsmühle mit 10.000 l/EW/a unter dem in Tabelle 2.1.3-2 beschriebenen Wert von 40 l/EW/d (= 14.600 l/EW/a). Auch der Grauwasseranfall liegt mit 25.000 l/EW/a im unteren Bereich der in Tabelle 2.1.3-2 angegebenen Mengen. Grund hierfür kann das Nutzungsverhalten in der Lambertsmühle sein, da neben den Bewohnern

einer Wohnung auch das Grauwasser aus den Besuchertoiletten (Waschbecken etc.) anfällt. Ferner konnte im Forschungsprojekt Lambertsühle eine Toilette in der Wohnung des Mühlegebäudes nicht zu einer Separationstoilette umgerüstet werden. Daraus resultiert auch, dass ein nicht näher spezifizierbarer Anteil an Urin in den Braunwasserablauf gelangt und dort zu erhöhten Stickstoffkonzentrationen führen kann. Vergleicht man die Daten aus dem Forschungsprojekt Lambertsühle mit den Kenngrößen aus Tabelle 2.1.3-2, so bestätigt sich diese Annahme. Lag der aus Gelbwasser stammende Anteil an N im Gesamtabwasser bei Otterpohl und Oldenburg (2000) bei 87%, so beträgt dieser Anteil im Forschungsprojekt Lambertsühle nur 80%. Gleichzeitig steigt der Anteil von N aus Braunwasser von 10% (Otterpohl und Oldenburg, 2000) auf 14%. Die tägliche Urinmenge wird im Forschungsprojekt Lambertsühle mit 1,4 l/EW/d angenommen.

Im vorliegenden Bericht werden weiters Daten von Palmquist und Jönsson (2003) zitiert. Die Kenngrößen für die einzelnen Abwasserteilströme stammen aus einer Studie, in der ein (Wohn)haus mit 80 Bewohnern über einen Zeitraum von 3 Wochen untersucht wurde. Das Abwassersystem des Hauses trennt in drei Fraktionen: Urin (= Urin plus geringe Mengen Spülwasser), Faeces (Faeces und Toiletpapier, trocken gesammelt), sowie Grauwasser. Tabelle 2.1.3-6 stellt die Kenngrößen dar.

Tabelle 2.1.3-6. Massenfluss der Teilströme pro Person und Jahr (Palmquist und Jönsson, 2003)

	Gesamtmasse [kg/EW/a]	Trockensubstanz [kg/EW/a]	Menge [g/EW/a] bzw. Anteil in den einzelnen Fraktionen in (%)			
			CSB	N	P	K
Urin	646	7,0	3720 (16%)	3830 (76%)	250 (35%)	820 (57%)
Fäkalien	81	18,6	1668 (7%)	710 (14%)	250 (35%)	280 (19%)
Grauwasser	40150	14,6	17500 (76%)	510 (10%)	220 (31%)	350 (24%)

Die tägliche Urinmenge wird hier mit etwa 1,8 l/EW/d angenommen. Die Menge an Faeces liegt mit 81 kg/EW/a deutlich über den bei Otterpohl und Oldenburg (2000) angenommenen 55 l/EW/a. Bei der Verteilung der Nährstoffe in den einzelnen Abwasserfraktionen zeigt sich, dass mehr Stickstoff und Phosphor im Grauwasser gemessen wurden, als in den Untersuchungen aus der Lambertsühle bzw. bei Otterpohl und Oldenburg (2000).

Auch bei Wittgren (2003) werden Daten zu Stickstoff- und Phosphorfrachten in den einzelnen Abwasserteilströmen präsentiert. Tabelle 2.1.3-7 stellt die Daten dar. Angaben über jährlich oder täglich anfallende Mengen der einzelnen Abwasserströme fehlen.

Tabelle 2.1.3-7. Stickstoff- und Phosphorfrachten in Abwasserteilströmen (Wittgren, 2003)

	Frachten [kg/EW/a] bzw. Anteil in den einzelnen Fraktionen in (%)	
	N	P
Urin	4,0 (84%)	0,35 (50%)
Fäkalien	0,55 (11%)	0,2 (25%)
Grauwasser	0,23 (5%)	0,2 (25%)

Die Daten sind gut mit denen aus dem Forschungsprojekt Lambertsühle bzw. den Daten bei Otterpohl und Oldenburg (2000) vergleichbar. Einzig der Phosphoranteil im Grauwasser wird mit 25% höher angenommen, als in den anderen Studien.

Auch bei Jönsson et al. (2005) werden Daten bezüglich Mengen und Nährstofffrachten im Abwasser dargelegt. Die in Tabelle 2.1.3-8 gezeigten Werte entsprechen Standardwerten, die im Stoffströme-Simulationsmodell URWARE eingesetzt werden, wenn keine lokalen Daten zu Mengen bzw. Nährstofffrachten vorliegen.

Tabelle 2.1.3-8. Frachten und Mengen in Abwasserteilströmen (Jönsson et al., 2005)

	H ₂ O	CSB	N	P	K
--	------------------	-----	---	---	---

	[g/EW/d]	[g/EW/d]	[g/EW/d]	[g/EW/d]	[g/EW/d]
Urin	1487	8,5 (6%)	11 (78%)	0,9 (43%)	2,4 (59%)
Fäkalien	110,6	64,1 (47%)	1,5 (11%)	0,5 (24%)	0,9 (22%)
Grauwasser	130000	62,4 (46%)	1,5 (11%)	0,68 (33%)	0,79 (19%)

Laut Tabelle 2.1.3-8 wird pro Person und Tag eine Urinmenge von 1,5 l angenommen. Die N-Fracht im Urin wird mit 11 g/d N festgesetzt, was einer Konzentration von 7,3 g/l N im Urin entspricht.

Bezüglich der täglich pro Person anfallenden Urinmenge und der Konzentration an Stickstoff im Urin werden im vorliegenden Bericht verschiedene Quellen zitiert. So wird etwa die tägliche Urinmenge in Meyers Neuem Lexikon (1962, cit. In Rieck, 2001) mit 1,5 l/EW/d angegeben. Naudascher (2001) gibt die tägliche Urinmenge mit 1,6 l/EW/d an; den mittleren Faeces-Anfall mit 145 g/EW/Stuhlgang. Die Frachten an Stickstoff, Phosphor und Kohlenstoff werden bei Naudascher (2001) entsprechend Tabelle 2.1.3-9 angenommen. Es liegen jedoch keine Daten bezüglich der Anteile der einzelnen Nährstoffe in den einzelnen Abwasserfraktionen vor.

Tabelle 2.1.3-9. Nährstofffrachten in Urin und Faeces (Naudascher, 2001)

		C	N	P	K
Urin	Konzentration [g/l]	ca. 5	7,9	0,7	1,8
	Fracht [g/EW/d]	n.b.	11	1	3
Fäkalien	Fracht [g/EW/d]	73	7,1	2,8	1,5

Weiters ergaben Untersuchungen von Naudascher (2001) in Kleingartensiedlungen in Köln und Karlsruhe Werte von 0,7 – 5,8 g/l N im Urin bzw. 0,04 – 2,8 g/l N im Urin.

In einer Zusammenstellung der verschiedenen Literaturangaben zeigen Tabelle 2.1.3-10 und Tabelle 2.1.3-11 Frachtanteile für Stickstoff, Phosphor und Kalium, sowie CSB welche im Gesamtabwasser aus den einzelnen Teilströmen resultieren.

Tabelle 2.1.3-10. Übersicht über Literaturquellen zu Inhaltsstoffen in Teilströmen aus häuslichen Abwässern

% vom Gesamtabwasser	Stickstoff [%]						Phosphor [%]						Kalium [%]					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	5	6	
Literatur																		
Urin = Gelbwasser	87	80	76	84	-	78	50	57	35	50	-	43	54	43	57	-	59	
Braunwasser	10	14	14	11	-	11	40	29	35	25	-	24	12	9	19	-	22	
Schwarzwasser	97	-	-	-	93	-	90	-	-	-	67	-	66	-	-	-	82	
Grauwasser	3	6	10	5	7	11	10	14	30	25	33	33	34	48	24	18	19	

1 Otterpohl und Oldenburg, 2000

2 Wupperverband, 2003

3 Palmquist und Jönsson, 2003

4 Wittgren, 2003

5 Otterpohl und Oldenburg, 2005

6 Jönsson et al., 2005

Tabelle 2.1.3-11. Übersicht über Literaturquellen zum CSB in Teilströmen aus häuslichen Abwässern

% vom Gesamtabwasser	CSB [%]		
Literatur	1	3	6
Urin = Gelbwasser	12	16	6
Braunwasser	47	7	47
Schwarzwasser	59	-	-
Grauwasser	41	76	46

1 Otterpohl und Oldenburg, 2000

3 Palmquist und Jönsson, 2003

2.1.4 Zur Berechnung herangezogene Werte

Basierend auf den zahlreichen Literaturdaten wurden folgende Werte für die Berechnungen im gegenständlichen Projekt angenommen:

Die anfallenden Abwassermengen werden entsprechend den in Tab. 2.1.2-2 dargestellten Werten berücksichtigt.

Tabelle 2.1.2-2. Anfallende Abwassermengen.

in l / E, d	Ohne Urintrennung	Mit Urintrennung	Wassersparmaßnahme
Grauwasser	75	75	55
Urin + Braunwasser	40	6,6 – 18,8	6,6 - 40
Summe	115	81,6 – 93,8	61,6 - 95

Die Stoffkonzentrationen werden entsprechend den in Tab. 2.1.3-8 dargestellten Werten von Jönsson et al. (2005) berücksichtigt.

Tabelle 2.1.3-8. Frachten und Mengen in Abwasserteilströmen (nach Jönsson et al., 2005)

	H ₂ O [g/EW/d]	CSB [g/EW/d]	N [g/EW/d]	P [g/EW/d]	K [g/EW/d]
Urin	1487 (rd.)				
Fäkalien (Schwarzwasser)	1,5/EW,d)	8,5 (6%)	11 (78%)	0,9 (43%)	2,4 (59%)
Grauwasser		64,1 (47%)	1,5 (11%)	0,5 (24%)	0,9 (22%)
		62,4 (46%)	1,5 (11%)	0,68 (33%)	0,79 (19%)

2.2 Möglichkeiten durch Kompostierung und Verwertung

2.2.1 Allgemeines

Einen möglichen Schnittpunkt zwischen Abwasserwirtschaft und Abfallwirtschaft stellt die Behandlung und Verwertung von biogenem Material dar. Einerseits können biogene Abfälle aus dem Haushalt dem Abwasser beigegeben werden, wie dies z.B. in den USA der Fall ist (über einen Küchenabfallzerkleinerer). Andererseits, wenn das Abwasser in seine Fraktionen aufgetrennt wird, würde sich die Fraktion des Braunwassers (Fäkalien) aufgrund seines Gehaltes an organischer Substanz und Nährstoffen für eine gemeinsame Kompostierung mit Grünabfall und/oder Biotonnenmaterial eignen. Durch den dabei stattfindenden biologischen Ab- bzw. Umbau können organische Substanz und Nährstoffe in pflanzenverfügbarer Form im Kompost stabilisiert und damit dem Boden zugeführt werden. Durch die Verwendung von Komposttoiletten könnten Küchenabfälle direkt mit dem Abwasser entsorgt werden.

Die Kompostierung zur Herstellung von „Kompostprodukten“ ist in der Bundeskompostverordnung geregelt. Da dafür nur die in den Positivlisten dieser Verordnung enthaltene Abfälle zugelassen sind, dürfen Fäkalien (die auch in dieser Verordnung nicht erwähnt werden) nicht verwendet werden. Dadurch ist jedoch die Kompostierung von Fäkalien nicht generell verboten. Der aus Fäkalien hergestellte Kompost ist nur kein Produkt, sondern bleibt Abfall, der aber auch (nach landesgesetzlichen Regelungen) verwertet werden darf. Eine genaue Darstellung der rechtlichen Situation für die Kompostierung von Fäkalien und die Verwertung des daraus resultierenden Kompostes findet sich in Kapitel 7.1.

Generell gibt es folgende Möglichkeiten zur Kompostierung von Fäkalien:

- Interne Kompostierung: Fäkalien werden unmittelbar im Toilettenunterraum („Humustoilette“) oder in einem mit diesem in Verbindung stehenden Behälter (Großkammertoilette) kompostiert.
- Externe Kompostierung: Fäkalien werden in einem von der Toilette baulich getrennten Bereich kompostiert (z.B.: Lagerung im „Jutesack“ und Kompostierung im Gartenkomposthaufen).

Zusätzlich wird zwischen Eigen- und Fremdkompostierung unterschieden. Eine Eigenkompostierung erfolgt durch den Verursacher selbst direkt am Anfallort (z.B.: Garten). Bei der Fremdkompostierung erfolgt die Kompostierung in einer von jemand anderen betriebenen Kompostanlage für die, für die Übernahme der biogenen Abfälle, in der Regel bezahlt werden muss.

2.2.2 Verfahrensmöglichkeiten zur Kompostierung vor Ort

In diesem Abschnitt soll die Möglichkeit zur Kompostierung von Fäkalien **vor Ort** untersucht werden. Unter vor Ort wird hier die Kompostierung direkt am Anfallort (Wohnhaus) bzw. in einer Kompostanlage in der Wohngemeinde oder einer Nachbargemeinde verstanden.

2.2.2.1 Zusammensetzung von Fäkalien

Fäkalien können sowohl trocken als auch mit Spülwasser und/oder Urin vermischt anfallen. Wie in Kapitel 3 ausgeführt, bezeichnet man die Fraktion der Fäkalien (üblicherweise mit Spülwasser vermischt) als Braunwasser und Fäkalien mit Spülwasser und Urin vermischt als Schwarzwasser. Ergänzend zu den Darstellungen in Kapitel 3 soll hier eine weitergehende

Analyse der beiden Fraktionen Braunwasser und Urin im Kontext der Kompostierung vorgenommen werden.

Naudascher (2001) wertete diesbezüglich im Rahmen von Diplomarbeiten (Benz, 1997, Drachenberg, 1998, Gajurel, 1998) gesammelte und analysierte Fäkalien- und Urinproben von insgesamt 46 Versuchspersonen aus. Aus der großen Zahl ausgewerteter statistischer Daten kann für Urin ein mittlerer Tagesanfall von ca. 1,6 l/E (Stabw. 0,55 l/E), für Fäkalien ein mittlerer Anfall pro Stuhlgang von ca. 145 g/E (315 Einzelwerte, 40 bis 390 g/E) abgeschätzt werden.

In Tabelle 2.2.2.1-1 sind Analysendaten menschlicher Ausscheidungen (Fäkalien und Urin) dargestellt. Die von Naudascher (2001) durchgeführte statistische Auswertung der Diplomarbeiten beinhaltet Einzelproben und Mischproben, wobei sich für unterschiedliche Parameter unterschiedliche Grundgesamtheiten ergaben. In der Tabelle sind deshalb gerundete Analysendaten für die Konzentrationen und Frachten dargestellt. Die über Fäkalien ausgeschiedenen Frachten sind bei Naudascher (2001) nicht angegeben. Da die mittlere Stuhlgangmenge nicht in allen Fällen den mittleren Tagesmengen entspricht (die Zahl der Stuhlgänge liegt zwischen 0 bis mehrmals täglich) sind die nachträglich errechneten Frachten nur eine Abschätzung.

Die Urinmengen - und damit auch die Urinkonzentrationen - werden sehr stark von den Trinkgewohnheiten beeinflusst. Die errechneten Frachten streuen wesentlich weniger (große Mengen weisen geringe Konzentrationen auf und umgekehrt).

Tabelle 2.2.2.1-1. Konzentrationen und Frachten ausgewählter Inhaltstoffe menschlicher Ausscheidungen (Fäkalien bzw. Urin). Gerundete Werte aus Naudascher (2001)

	Fäkalien			Urin		
		Konzentration MW (Stabw.)	Fracht ¹⁾ [g / E.d] MW		Konzentration MW (Stabw.)	Fracht [g / E.d] MW (Stabw.)
WG	[% FM]	77 (1,6)	-		n.b.	n.b.
pH-Wert	[-]	n.b.	-	[-]	5,6 – 6,5	-
Leitföh.	[mS/cm]	n.b.	-	[mS/cm]	13 - 25	-
GV	[% TM]	86 (0,8)	125		n.b.	n.b.
C	[% TM]	50 (0,5)	73		ca. 5 ²⁾	n.b.
N	[% TM]	4,9 (0,3)	7,1	[g/l]	7,9 (3,5)	10,8 (2,1)
C/N	[-]	10 (0,5)	-		n.b.	-
P	[% TM]	1,9 (0,1)	2,8	[g / l]	0,7 (0,3)	0,9 (0,2)
K	[% TM]	1,5 (0,1)	1,0	[g / l]	1,8 (0,6)	2,6 (0,6)
NH ₄ -N		n.b.	n.b.	[g / l]	0,4 (0,3)	0,6 (0,2)
Harnstoff		n.b.	n.b.	[g / l]	11 (3,6)	18 (3,8)
BSB ₅		n.b.	n.b.	[gO ₂ /l]	4,6 (2,8)	6,1 (2,2)
CSB		n.b.	n.b.	[gO ₂ /l]	9,5 (4,6)	13 (5)

1) Näherungswerte, da die Mengen je Stuhlgang (nicht je Tag) erhoben wurden

2) Einzelanalyse

In Tabelle 2.2.2.1-2 sind von Naudascher in Kleingartensiedlungen (Köln und Karlsruhe) erhobene Analysendaten von Fäkalien- und Urinproben aus Komposttoiletten zusammengefaßt. Die Schwankungsbereiche sind durch die unterschiedlichen Toilettensysteme bzw. Benutzungsgewohnheiten der Bewohner (Unterschiedliche Arten und Mengen von Strukturmaterialien) und unterschiedliche Benutzungsdauer der Toilette vor der Probenahme bedingt.

Tabelle 2.2.2.1-2. Konzentrationen ausgewählter Inhaltstoffe menschlicher Ausscheidungen (Fäkalien bzw. Urin) aus Toilettenproben von Kleingartenanlagen in Köln-Auweilerweg bzw. Karlsruhe. Gerundete Werte nach Naudascher (2001)

		Fäkalien			Urin	
		Köln (7 Proben)	Karlsruhe (12 Proben)		Köln (8 Proben)	Karlsruhe (6 Proben)
WG	[% FM]	53 – 85 ¹⁾	54 – 78		n.b.	n.b.
pH-Wert	[-]	3,8 – 7,8	7,2 – 8,3 ²⁾	[-]	7,3 – 9,2	7,4 – 9,3
Leitföh.	[mS/cm]			[mS/cm]	8 – 34	0,8 – 32
GV	[% TM]	85 – 98	89 – 98 ³⁾		n.b.	n.b.
C	[% TM]	45 - 53	46 – 50 ³⁾		n.b.	n.b.
N	[% TM]	0,8 – 1,9	0,6 – 2,5	[g / l]	0,7 – 5,8	0,04 – 2,8
C/N	[-]	29 - 65	19 – 28 ²⁾		n.b.	n.b.
P	[% TM]	0,06 – 0,5	n.b.		n.b.	n.b.
K	[% TM]	0,2 – 0,7	n.b.		n.b.	n.b.
Ca	[% TM]	0,3 – 1,5	n.b.		n.b.	n.b.
Mg	[% TM]	0,1 – 0,3	n.b.		n.b.	n.b.
Cd	[mg/kgTM]	0,03 – 1,4	n.b.		n.b.	n.b.
Cr	[mg/kgTM]	<0,002-1,5	n.b.		n.b.	n.b.
Cu	[mg/kgTM]	0,4 – 12	n.b.		n.b.	n.b.
Ni	[mg/kgTM]	0,27 – 5,1	n.b.		n.b.	n.b.
Pb	[mg/kgTM]	0,5 – 14	n.b.		n.b.	n.b.
Zn	[mg/kgTM]	0,01 – 0,16	n.b.		n.b.	n.b.

¹⁾ WG einer 6 Monate alten Probe 21 % FM

²⁾ bei Probenalter 1 Tag und Hobelspänen: pH=5,2; C/N = 58 bzw. 73

³⁾ bei Aschezumischung GV = 42 %, C = 22 %, pH = 8,7

2.2.2.2 Grundlagen der Kompostierung

Das Ziel der Kompostierung ist der möglichst zügige und verlustarme Abbau der organischen Ursprungssubstanzen und deren Überführen in stabile, pflanzenfreundliche Humussubstanzen. Nährstoffe werden zum Teil in diese Humussubstanzen eingebaut bzw. an diesen absorbiert. Neben den wichtigen bodenverbessernden Wirkungen (Verbesserung von Bodenstruktur, Luftporenvolumen und Wasserhaltevermögen, phytosanitäre Wirkungen, Erhöhung der bodenbiologischen Aktivität und der Filter- und Pufferkapazität) und der Zufuhr von organischer Substanz in den Boden, stellt Kompost damit auch eine langsam fließende Nährstoffquelle für Pflanzen dar.

Im Zuge des Rotteprozesses wird die in den Abfallstoffen enthaltene organische Substanz von aeroben Mikroorganismen unter Sauerstoffaufnahme als Energie- und Nährstoffquelle verwertet. Ein Teil des Kohlenstoffs wird in der Zellsubstanz der Mikroorganismen festgelegt und ein anderer Teil wird als Kohlendioxid freigesetzt. Letzteres geschieht unter Abgabe von Wärme.

Dieser Selbsterhitzung genannte Effekt ist aus zwei Gründen erwünscht. Zum ersten kommt es zu einer Änderung der Mikroorganismenzusammensetzung und damit zu einem rascheren Abbau der oft vielfältig zusammengesetzten organischen Substanz, zum zweiten kommt es neben der Antibiotikabildung durch Actinomyceten auch zu einer thermischen Entseuchung des Materials.

Bei der richtigen Wahl des Mietenquerschnittes bzw. der Belüftungsintensität ist der Rotteprozeß ein selbstregulierendes System. Die intensive Abbautätigkeit führt zu einer Erhöhung der Mieten temperatur, damit zu einer Änderung der Artenzusammensetzung und schließlich zu veränderten Substrateigenschaften. Das den Mikroorganismen als

Energiequelle dienende, dauernden Änderungen unterworfenen Substrat beeinflusst sowohl deren Aktivität als auch deren Artenzusammensetzung, was sich wiederum in einer veränderten Wärmebildung auswirkt. An sich begrenzen diese selbstregulierenden biologischen Mechanismen die Reaktionsgeschwindigkeit nach oben. Langanhaltende, breitverlaufende Temperaturmaxima können vor allem wegen der Trägheit solcher großvolumiger Systeme aber auch bei einem nicht ausreichenden freien Luftporenvolumen auftreten.

Im Zuge der Umwandlung der primären organischen Ausgangssubstanzen werden vorerst nur intermediäre Stoffwechselprodukte unter Energiefreisetzung gebildet, wir sprechen daher von einem Abbauprozess. Erst wenn der mikrobielle Abbauprozess soweit fortgeschritten ist, dass die erwähnten reaktionsfähigen Spaltprodukte vorliegen, können in der Folge unter Energiebindung sekundäre stabile Huminstoffe, also neue organische Verbindungen entstehen. In weiterer Folge bilden sich mit Tonmineralen organomineralische Komplexe - es entsteht ein nur mehr schwer bzw. langfristig mineralisierbarer Dauerhumus.

Humifizierung ist im Gegensatz zur Mineralisierung ein aufbauender Prozess. Die in Form von bodenspezifischen chemischen Reaktionen ablaufende Bildung von Huminstoffen ist primär an die biologische Aktivität von Mikroorganismen gebunden. Lignin ist neben Polysacchariden und Proteinen die maßgebliche Ausgangssubstanz des Humifizierungsprozesses. Die auffälligen und wesentlichen Eigenschaften der Huminstoffe sind deren Widerstand gegen einen biologischen Abbau, ihre hohe Kationenaustauschkapazität, und ihre sorptive Bindung an mineralische Bodenbestandteile. Wie erwähnt ist die Kompostierung ein aerober Prozess, für dessen Ablauf

- Sauerstoff
- Wasser
- Nährstoffe

in ausgewogenem Verhältnis erforderlich sind.

Sauerstoff wird von den Mikroorganismen beim Abbau organischer Substanz (Kohlenstoffverbindungen) verbraucht und in CO_2 umgewandelt. Zur Aufrechterhaltung aerober Milieubedingungen muss der verbrauchte Sauerstoff laufend ersetzt werden. Bei ausreichender Materialstruktur erfolgt dies durch natürliche Konvektion. Die durch den Selbsterhitzungsprozess erwärmte CO_2 -belastete Luft steigt auf und tritt am Mietenfirst aus. Im Inneren der Miete entsteht ein Unterdruck, durch den frische sauerstoffreiche Luft von den Flanken her angesaugt wird. Bei unzureichender Materialstruktur muss zwangsbelüftet werden, was einen hohen technischen Aufwand darstellt. Für die Fäkalienkompostierung vor Ort werden einfache Systeme (geringer technischer Aufwand) angestrebt. **Da Fäkalien ein geringes Porenvolumen aufweisen, muss aus Gründen einer ausreichenden Sauerstoffversorgung Strukturmaterial (z.B.: zerkleinerter Baum- und Strauchschnitt) zugemischt werden. Ein Mischungsverhältnis von zumindest 1:1 (Gewicht Feuchtmasse) ist bei offener Mietenkompostierung erforderlich.**

Über die wasserdampfgesättigte Mietenabluft, kommt es während des Rotteprozesses zu großen Wasserverlusten, die ebenfalls ersetzt werden müssen. Eine gleichmäßige Befeuchtung ist nur bei gleichzeitiger mechanischer Bewegung (Umsetzen) des Materials möglich. **Das zu kompostierende Material muss daher regelmäßig befeuchtet und umgesetzt werden.** Da Mikroorganismen Sauerstoff und Nährstoffe nur in gelöster Form aufnehmen können, kommen anderenfalls Abbau und Selbsterhitzung durch die sogenannte „Trockenstabilisierung“ zum Erliegen. Damit werden Krankheitserreger nicht abgetötet und organische Verbindungen werden konserviert. Bei neuerlichem Wasserzutritt zu einem späteren Zeitpunkt (z.B. beim Ausbringen des Kompostes) starten die biologischen Prozesse erneut und können dann zu Geruchsemissionen und Pflanzenschädigungen führen.

Fäkalien weisen hohe Stickstoff- und geringe Kohlenstoffgehalte auf. Das C/N-Verhältnis liegt mit 5 bis 10 in einem für die Kompostierung ungünstigen Bereich. **Fäkalien müssen daher zur Anhebung des C/N-Verhältnisses in einen günstigen Bereich (C/N ca. 20 bis 30) mit kohlenstoffreichem Material (z.B. zerkleinerter Grünschnitt, Sägemehl) vermischt werden.** Grünschnitt weist – je nach Inertanteil durch Boden – Kohlenstoffgehalte zwischen 30 und 45 % auf. Der Stickstoffanteil beträgt 0,9 bis 1,0 %. Biotonnenmaterial

weist in der Regel geringere Inertanteile, aber höhere Stickstoffgehalte auf (Durchschnittsgehalte C ca. 40 % TM, N ca. 1,8 % TM).

Tabelle 2.2.2.2-1. Wesentliche Kenndaten von Fäkalien, Grünabfall und Biotonnenmaterial (Massen bezogen auf Einwohner und Jahr)

		Fäkalien	Grünabfall	Biotonnenmaterial	Summe
Masse	[kg FM/E.a]	55	55	55	165
Wassergehalt	[% FM]	77 ¹⁾	40	85	66 ¹⁾
C	[% TM]	50	30 bis 45	40	-
N	[% TM]	5	0,9 bis 1,1	1,8	-
Masse	[kg TM/E.a]	13	33	8,5	55
Masse C	[kg C]	6,5	10 bis 15	3,4	20 bis 25
Masse N	[kg N]	0,65	0,3 bis 0,35	0,15	1,1 bis 1,15
C/N	[-]	10	30 bis 43	23	18 bis 22

¹⁾ durch Zwischenlagerung der Fäkalien trocknen diese, der Wassergehalt ist daher als Obergrenze zu betrachten

Die in Tabelle 2.2.2.2-1 dargestellten Kennwerte zeigen, dass bei anfallproportionaler (bezogen auf E.a) Mischung von Fäkalien, Grünabfall und Biotonnenmaterial ein C/N von 18 bis 22 erreicht wird. Werden nur Fäkalien und Grünabfall gemischt verändert sich das C/N nur geringfügig. Für die Einstellung eines für den Abbau günstigen C/N-Verhältnisses muss Grünabfall überproportional (bezogen auf den Anfall/E.a) zugemischt werden. Ein günstigeres Mischungsverhältnis (Feuchtmasse) ergibt sich bei Fäkalien:Grünabfall = 1:2 (C/N = 21 bis 27).

Eine Kompostierung von Fäkalien ist daher aus Gründen einer ausreichenden Sauerstoffversorgung (Porenvolumen) und eines ausgewogenen Nährstoffverhältnisses nur bei Zumischen von struktur- und kohlenstoffreichen Komponenten (Grünschnitt) möglich (günstig ist ein Mischungsverhältnis von 1:2). Ein Austrocknen des Rottegutes (dadurch kommen biologische Prozesse zum Erliegen) muss durch sorgfältige Betreuung des Komposthaufens verhindert werden.

2.2.2.3 Verfahrensmöglichkeiten

Abhängig vom Wassergehalt der behandelten Fraktionen können folgende Verfahrensmöglichkeiten unterschieden werden:

- Kompostierung von Fäkalien ohne (oder mit wenig) Spülwasser in einer Komposttoilette im Haus (interne Kompostierung) mit allfälliger externer Nachkompostierung der Fäkalien gemeinsam mit biogenen Abfällen im Garten
- Entwässerung des Schwarz- oder Braunwassers in einem „Rottebehälter/Filterbehälter“ im Haus oder außerhalb des Hauses mit anschließender externer Kompostierung der Fäkalien gemeinsam mit biogenen Abfällen im Garten
- Kompostierung der entwässerten Fäkalien gemeinsam mit Grünschnitt und eventuell auch Biotonnenmaterial in einer bestehenden lokalen oder zentralen Kompostierungsanlage (Fremdkompostierung) in der Nähe (zentrale Anlagen scheiden in der Regel wegen der großen Transportentfernung aus).

Weiters gibt es noch die Möglichkeit der Nasskompostierung, die z.B. in Schweden angewendet wird. In einem Projekt von Malmen und Palm (2003) wurde Schwarzwasser aus Trenntoiletten (30 Haushalte + 2 Campingplätze) gemeinsam mit Bioabfällen der

Campingplätze und Abfällen einer Kartoffelfabrik feucht kompostiert (WG = 90 bis 97 % FM). Über mindestens 10 Stunden wurde bei Temperaturen > 55 °C intensiv belüftet, wodurch eine Hygienisierung gesichert wird. Die Gesamttottdauer betrug ca. 30 Tage. Vorteil ist, dass kaum Nährstoffverluste auftreten. Nachteil ist der wahrscheinlich (im Beitrag nicht erwähnte) hohe Energiebedarf (Belüftung, Heizung) und der hohe Wassergehalt im Endprodukt (muss abgepreßt werden, Abwasser fällt an). Der hohe Wassergehalt bedeutet, dass Schwierigkeiten beim Handling bzw. Lagern des Endproduktes zu erwarten sind. Außerdem muss Abwasser (Preßwasser) gesammelt und entsorgt werden!

2.2.3 Komposttoilettensysteme

Wie beschrieben führt ein zu hoher Wassergehalt zu mangelhafter Sauerstoffversorgung des Rottegutes und erhöhtem Sickerwasseranfall während der Rotte. Beides führt zu einer Erhöhung von Geruchsemissionen. Zusätzlich erhöht Sauerstoffmangel die Rottedauer und vermindert die Kompostqualität. Durch entsprechende konstruktive Gestaltung des Toilettensystems kann der Wasserhaushalt beeinflusst werden. Entweder können Komposttoiletten verwendet werden die mit wenig oder gänzlich ohne Spülwasser auskommen (wenn möglich auch mit Urinseparation wie nachfolgend ausgeführt), oder es muss im Fuß des Kompostbehälters eine Möglichkeit zur Entwässerung vorgesehen werden. Wesentliche Anforderungen an Komposttoiletten (Naudascher, 2001) sind:

- Dosiermöglichkeit für Strukturmaterial bzw. Kohlenstoffträger
- Belüftbarkeit des Rottegutes (Lüftungsschlitze)
- Abluftentsorgung über Dach (Geruchsemissionen)
- Eingriffsmöglichkeit auf den Wasserhaushalt (Urinseparation, Sickerwasserabfuhr)

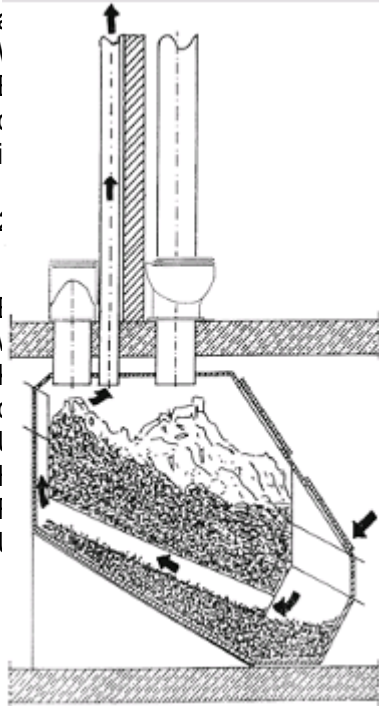
Prinzipiell kann zwischen Groß- und Kleinkammertoiletten unterschieden werden:

2.2.3.1 Großkammertoiletten

Bei einer Großkammertoilette münden mehrere Toiletten eines Hauses in eine gemeinsame Kompostierkammer. Kann die Ableitung ausschließlich mittels senkrechter Fallrohre durchgeführt werden (in der Regel ist dies bei Einfamilienhäusern möglich), so kommt man nach Herstellerangaben ohne Spülwasser aus. Bei längeren Ableitungssystemen sind größere Spülwassermengen erforderlich. In diesem Fall bieten Vakuumsammelsysteme eine Möglichkeit Spülwasser zu reduzieren (Behnke, 2003). Für den Kompostierungsprozess ist sowohl ein Durchlaufbetrieb (Kompostentnahme erfolgt kontinuierlich über eine Klappe) als auch ein Durchlaufbetrieb (Entleerung des Behälters in großen Intervallen) möglich. Ein Durchlaufbetrieb ist vorteilhaft, weil sie eine längere Rottedauer ermöglichen (ein Kompostbehälter erst im anderen fertig kompostiert wird). Überschüssiger Urin ist über eine Klappe zur Entnahme bzw. Ableitung von Sickerwasser abzuführen.

Das System ist mit interner Kompostierung

Das System ist das aus dem schwedischen "Clivus Multrum" System abgeleitet. Es ist ein "a" System (siehe Abb. 1). Es ist für 4 Toiletten bzw. in Deutschland für 2-3 Personen vorgesehen. Es ist durchsichtbar, indem die Abluft durch ein Gitter nach oben strömt. Der Kompost wird nach oben in eine Kammer über der Toilette abgeleitet. Die Rottebedingung ist 1 Stunde je Monat. Küchenabfälle sind nicht zulässig. Kompost, Flüssigphase und Sickerwasser sind abzuführen.



allerdings von Berger (2003) nicht näher beschrieben. Der Kompost (ca. 40 kg/E.a) wird teilweise in den Gärten, teilweise in einem bestimmten Bereich der Siedlung angewendet.
Abbildung 2.2.3.1-1: Großkammertoilette (System „TerraNova“) mit interner Kompostierung (im Keller)

2.2.3.1.2 Großkammertoiletten mit externer Kompostierung (Filtersack)

Großkammertoiletten werden wie erwähnt sinnvollerweise mit 2 Kompostbehältern ausgestattet, die wechselweise beschickt werden können. Diese Kompostbehälter können auch außerhalb des Hauses situiert werden (z.B. falls kein Keller vorhanden ist). Im Regelfall erfolgt die Trennung von Fest- und Flüssigphase durch sogenannte Rottesäcke – dies sind flüssigkeitsdurchlässige Gewebesäcke (siehe Abb. 2.2.3.1-2). Diese Säcke werden zur besseren „Formhaltung“ bzw. Hantierbarkeit in einem Stützkorb eingebracht. Ein Sack wird befüllt (in regelmäßigen Zeitabständen wird Strukturmaterial zugegeben), der andere dient in der Zwischenzeit als Entwässerungs- und Lagerbehälter. Nach 1 bis 2 Monaten wird der Sack mittels Hebegerät aus der Kammer entnommen und ein neuer Sack eingesetzt. Für 8 EGW ist ein Feststoffspeichervolumen von ca. 800 l erforderlich. 400 l Säcke haben sich als unhandlich herausgestellt. Bewährt haben sich jedoch kleinere Rottesäcke mit ca. 100 l Volumen, die zwar häufiger gewechselt werden müssen, dafür aber zum weiteren Abtrocknen (durch den Stützkorb) problemlos zwischengelagert werden können (Oldenburg et al., 2003). Gefüllt wiegt ein 100 l Sack ca. 50 kg, In 6 Monaten findet eine Volumensreduktion um ca. 50 % statt. Die Flüssigphase wird gemeinsam mit Grauwasser entsorgt (die Reinigung kann z.B. in einer Pflanzenkläranlage stattfinden).



Abbildung 2.2.3.1-2. Großkammertoilette mit externer Kompostierung nach der „Filtersackmethode“

2.2.3.2 Kleinkammertoiletten

2.2.3.2.1 *Kleinkammertoiletten mit interner Kompostierung*

Kleinkammertoiletten (siehe Abb. 2.2.3.2-1) können mit geringen Mengen bzw. nach Herstellerangaben sogar gänzlich ohne Spülwasser betrieben werden. Der gesamte Kompostierungsprozess findet im Toilettensystem (Fußbereich) statt. In regelmäßigen Abständen wird der Kompost entnommen. Fäkalien, Urin und Strukturmaterial müssen im aufeinander abgestimmten Verhältnis vorliegen. Der stickstoffreiche Urin erhöht die Gefahr von Geruchsemissionen (Ammoniakbildung). Ein zu hoher Urinanteil kann zu Vernässung führen. Zur Abtrennung des Urins werden Separationstoiletten eingesetzt. Es gibt auch Systeme mit Urinverdunstung mittels Strom, was aber wegen des hohen Energieaufwands abzulehnen ist. Bei Urinseparation und Verzicht auf Spülwasser hingegen besteht die Gefahr des Austrocknens, was fallweise ein Befeuchten des Rottegutes erforderlich machen kann.

Walker (2003) berichtet von positiven Erfahrungen mit Komposttoiletten in Australien. Akzeptanzprobleme treten nur auf, wenn kein Holzhäcksel zugemischt wird. In 7 von 8 untersuchten Komposttoiletten wurden im Endprodukt allerdings thermotolerante Coliforme Keime (> 200/100 ml) gefunden!

Die konstruktive Gestaltung der Toiletten ist wesentlich. In Het Groene Dak (Utrecht, NI) beispielsweise wurden 66 Häuser mit alternativer Abwassertechnik ausgestattet (Mels und Zeeman, 2003). Feste Fäkalien wurden gemeinsam mit Küchenabfällen im Toilettenfuß kompostiert. Nach 7 Jahren mussten die Toiletten jedoch auf Verlangen der Bewohner außer Betrieb genommen werden, weil die Flüssigabscheidung nicht funktionierte und dadurch Anaerobien (Geruchsemissionen) auftraten.



Abbildung 2.2.3.2-1. Kleinkammertoilette mit interner Kompostierung

2.2.3.2.2 *Kleinkammertoiletten mit externer Kompostierung (Abb. 2.2.3.2-2)*

Im Toilettenfußbereich werden die Fäkalien nur zwischengespeichert (der Abbauprozess beginnt selbstverständlich bereits). Urin durchsickert den Fäkalienpeicher und wird ebenfalls gesammelt. In regelmäßigen Zeitabständen (je nach Benützungintensität) werden die Zwischenspeicher entleert. Die Kompostierung erfolgt baulich getrennt.



Abbildung 2.2.3.2-2. Externes Kompostierungssystem („Thermokomposter“) für Kleinkammertoiletten

2.2.3.2.3 Komposttoiletten mit Urinseparation

Prinzipiell eignen sich urinseparierende Toiletten für alle beschriebenen Komposttoilettenssysteme, der Haupteinsatzbereich liegt aber sicher bei Systemen mit externer Kompostierung. Bei interner Kompostierung muss regelmäßig Wasser zudosiert werden, um den für den Rotteprozess erforderlichen Feuchtigkeitsgehalt sicherzustellen. Positive Erfahrungen mit Urinseparationstoiletten wurden im Projekt Lambertsühle (Oldenburg et al. (2003) gemacht.

Feste Ausscheidungen und Grauwasser werden in der Lambertsühle getrennt, Grauwasser wird in Pflanzenkläranlagen gereinigt. Die festen Ausscheidungen werden mittels „Filtersack“ sehr effektiv abgetrennt und kompostiert (die ursprünglichen Filtersäcke wurden gegen kleinere mit kleineren Poren ausgetauscht). Holzchips werden als Kohlenstoffquelle und zur besseren Entwässerung bereits im Filtersack zugesetzt. Der Rottefortschritt in den Filtersäcken ist allerdings nur von untergeordneter Bedeutung.

Nach Gajurel et al. (2003) wird beim Projekt Lambertsühle ein Wechselbehälterrottesystem verwendet. In 2 Filtersäcken wird wechselweise befüllt (ohne Strukturmaterialzugabe) und kompostiert (8-12 Monate). Dabei sollen keine Geruchsemissionen auftreten. Anschließend erfolgt eine gemeinsame 12 monatige Nachkompostierung mit Küchen und Gartenabfällen (Anhebung des C/N von 7 auf 17).

2.2.4 Überlegungen zur gemeinsamen Entsorgung von Fäkalien und Küchenabfällen

2.2.4.1 Verwendung eines Küchenabfallzerkleinerers

In Verbindung mit Separationstoiletten bzw. Komposttoiletten wird häufig die Installation eines Küchenabfallzerkleinerers („grinder“) diskutiert. Dabei handelt es sich um ein im Waschbeckenabfluss installiertes Zerkleinerungsaggregat, durch das biogene Küchenabfälle gemeinsam mit Waschwasser entsorgt werden können. Vorteil des Systems ist die Vereinfachung der Abfallentsorgung in Küchen. Der Biotonnebehälter wird nicht mehr benötigt. Die leicht abbaubare und damit bei längerer Lagerung Geruchsemissionen verursachende Abfallfraktion wird kontinuierlich aus dem Wohnbereich entfernt. Nachteil ist eine häufige Beschädigung des Aggregates durch ungewollte Fehlwürfe (Besteck usw.), die

Möglichkeit von Ablagerungen im Abflußsystem und natürlich die Tatsache, dass die zerkleinerten Bioabfälle vor der Abwasserreinigung wieder entfernt werden müssen.

Bei Einsatz eines Grinders müssten daher die Grauwässer (zumindest jene des Küchenwaschtisches) gemeinsam mit dem Schwarzwasser abgeleitet werden, was der Philosophie der Abwassertrennung widerspricht. Durch das Grauwasser würden Fäkalien und Küchenabfälle intensiv ausgelaugt. Lösliche organische Inhaltstoffe gelangen vermehrt ins Grauwasser und müssen bei der anschließenden Reinigung zusätzlich behandelt werden.

Auch für die Behandlung der Fäkalien bzw. der biogenen Abfälle ergeben sich gravierende Nachteile. Ein höherer Wassergehalt bzw. ein geringeres Luftporenvolumen durch die Zerkleinerung erschweren den Kompostierungsprozess. Der hohe Anteil an leicht abbaubarer organischer Substanz im Bioabfall fördert im Zwischenspeicher (im Fußbereich von Kleinkammertoiletten bzw. im Kompostbehälter von Großkammertoiletten) das Entstehen geruchsintensiver Stoffwechselprodukte.

Ein gemeinsames Kompostieren von Bioabfällen und Fäkalien ist jedoch prinzipiell möglich, ja sogar sinnvoll. Allerdings sollten die biogenen Abfälle erst zur externen Nachkompostierung zugemischt werden. Dort bewirkt der Abbau der leicht verfügbaren organischen Substanz eine intensive Selbsterhitzung des Rottegutes, wodurch eine Hygienisierung gewährleistet wird. In der Komposttoilette selbst ist das Selbsterhitzungspotential des Bioabfalles wegen des ungünstigen Masse:Oberflächen-Verhältnisses (wegen der zu starken Temperaturabstrahlung) nicht ausreichend für eine Hygienisierung.

2.2.4.2 Mitentsorgung der Küchenabfälle in einer Komposttoilette

Auf Grund der großen Menge an Küchenabfall (über die Biotonne werden ca. 50 kg/EW.a gesammelt), der fehlenden Struktur und des hohen Gehaltes an leicht verfügbarer organischer Substanz ist bei der gemeinsamen Kompostierung (Küchenabfälle + Fäkalien) mit einer wesentlichen Verschärfung der Geruchsproblematik zu rechnen. Bei der gemeinsamen Kompostierung müsste die „Kompostierkammer“ wesentlich größer dimensioniert werden (mindestens eine Verdoppelung des Volumens). Eine Hygienisierung kann wie bei der Kompostierung von Fäkalien alleine nicht garantiert werden, weshalb jedenfalls eine externe Nachkompostierung im Garten oder einer Kompostanlage erforderlich ist.

Vorteilhaft wären die Erhöhung des Komforts für die Bewohner (Küchenabfälle werden direkt in die Toilette und nicht über Zwischensammelgefäße in eine Biotonne entsorgt und - wie auch bei der alleinigen Eigenkompostierung von biogenen Abfällen – eine geringfügige Kostenersparnis bei Sammlung, Transport und Kompostierung des Biotonnenmaterials. Die Einsparungen sind allerdings nur gering, da aus Gründen der Entsorgungssicherheit (viele Eigenkompostierer stellen bei Problemen ihre Tätigkeit wieder ein) Sammel- und Anlagenkapazitäten nicht verringert werden können. Auch die Sammelroute kann nur marginal verändert werden, da ja nicht alle Haushalte über Möglichkeit/Willen zur Eigenkompostierung verfügen. Die tatsächliche Einsparung betrifft also nur das Entleeren der Biotonne ins Sammelfahrzeug und eine geringfügig geringere Betriebsdauer der Aufbereitungs- und Umsetzgeräte in der Kompostanlage.

2.2.5 Untersuchungen zur Kompostierung

Naudascher (2001) wertete Laborkompostierungsversuche mehrerer Diplomarbeiten (Drachenberg, 1998 und Gajurel, 1998) mit getrennt gesammelten Urin- und Fäkalienproben aus. Für die Versuche wurden unterschiedliche Mischungen von Fäkalien, Urin (mit und ohne), Toilettenpapier und unterschiedlichen Strukturmaterialien (Rindenschrot, Strohmehl) untersucht. Die Rindenschrotanteile lagen zwischen 16 % und 34 %, bei Strohmehl wurde

ein Anteil von 17 % zugemischt. Die Autoren simulierte damit Urinseparations- und „Misch“toiletten bei externer Kompostierung und bei unterschiedlichen Feuchtegehalten (WG = 63 bis 82 % FM) und C/N-Verhältnissen (12 bis 32). Die Rottezellen wurden über jeweils 10 Tage portionsweise beschickt. Nach einer Ruhephase von 14 Tagen wurden Proben entnommen und analysiert.

In einer ersten Versuchsreihe (Drachenberg, 1998) wurden die beiden Strukturmaterialien (ca. 17 %) ohne zusätzliche Feuchtigkeitszufuhr (WG = 65 %, C/N = 16 bis 18), mit Wasserzugabe (WG = 81 %, C/N = 16 bis 18) und Urinzugabe (WG = 81 %, C/N = 12 bis 13) getestet.

Die **Rindenschrotvarianten** zeigen wesentlich geringere Fliegenentwicklung als die Strohmehlvarianten. Bei den Varianten ohne Flüssigkeitszugabe (WG < 22 %) treten keine Fliegen auf.

Die Urinzugabe führt bei Strohmehl zu Ammoniakgeruch, der bei Rindenschrotzumischung vermieden werden konnte. Bei der Rindenvariante kommt es allerdings zu massiven Stickstoffverlusten über das Sickerwasser.

Die Strohmehlvarianten zeigen höheren Abbau der organischen Substanz und höhere Stickstoffgehalte im „Endprodukt“. Dies kann durch die bessere Kohlenstoffverfügbarkeit bzw. das höhere Wasserhaltevermögen der feinen Strukturen erklärt werden. Dadurch wird das Mikromilieu in der Umgebung des Sägemehls positiv beeinflusst. Feinkörnige Kohlenstoffanteile führen nach Naudascher (2001) zu einer besseren Stickstofffixierung bzw. zu einem höheren Abbau. Bei Interpretation der höheren Stickstoffgehalte ist allerdings zu beachten, dass bereits der Ausgangswert bei den Strohmehlvarianten höher war.

Die **Selbsterhitzungsfähigkeit** ist bei allen Varianten mit Ausnahme der Rindenschrotvariante ohne Flüssigkeitszugabe mit Temperaturanstiegen auf 55 bis 65 °C gut (diese Variante – sie erhitzt sich nur auf 45 °C - wurde vor Durchführung des Selbsterhitzungsversuches offensichtlich zu wenig befeuchtet). Die Hygienisierungsbedingungen (3 Tage > 65 °C bzw. 10 Tage > 55 °C) werden allerdings bei keiner Variante erfüllt.

In einer zweiten Versuchsreihe (Gajurel, 1998) wurde nur Rinde als Strukturmaterial (ca. 52 %) mit zusätzlicher Wasserzugabe (WG = 70 %, C/N = ca. 30-32) getestet. Zusätzlich wurde der Einfluss einer Toilettenpapierzugabe getestet.

In den Rottezellen zeigt sich eine deutliche **Schichtung**. Der Wassergehalt im oberen Bereich (WG = 60 %) ist deutlich geringer als im unteren Schüttbereich (WG > 68 %). Im oberen Bereich wird ein höherer Abbau (GV = 91%) erreicht als im unteren Bereich (GV = 95 %). Auch die pH-Werte (oben 7,5, unten <7) weisen im unteren Bereich auf geringeren Rottefortschritt hin. **Offensichtlich war in der unteren Schicht eine schlechtere Sauerstoffversorgung gegeben. Die Zugabe von Toilettenpapier zeigt keinen signifikanten Einfluss.**

Auch hinsichtlich **Selbsterhitzungsfähigkeit** zeigt die Toilettenpapierzugabe keinen signifikanten Einfluss. Temperaturen von 55 °C wurden – allerdings nur kurzfristig – erreicht.

In der dritten Versuchsreihe (Gajurel, 1998) wurde unterschiedliche Rindenschrotzumischung (25 bzw. 52 %) mit zusätzlicher Wasserzugabe (WG = 62 %, C/N = 22 bzw. 32) getestet. Der Glühverlust in der Ausgangsmischung lag bei 93 bzw. 95 %. Zusätzlich wurden die täglich zugegebenen Fäkalienportionen variiert (1 Personenhaushalt – 2 Personenhaushalt).

Auch bei dieser Versuchsserie ist eine **deutliche Schichtung** festzustellen. Die Ergebnisse bestätigen die in Serie 2 gewonnen Erkenntnisse.

Die Ansätze mit **rascherer Füllgeschwindigkeit** zeigen besseren Rottefortschritt. Geringfügig geringere Glühverluste (die Varianzanalyse bestätigt dafür allerdings keine Signifikanz), aber deutlich höhere pH-Werte (Signifikanz bestätigt).

Bezüglich **C/N-Verhältnis** im Ausgangsmaterial zeigt sich für C/N = 20 ein signifikant besseren Rottefortschritt als für C/N = 30!

Im **Selbsterhitzungstest** zeigt der 2-Personenhaushalt bei C/N = 20 über einen Zeitraum von 6 Tagen Temperaturen > 55 °C (gegenüber 4 Tagen bei den anderen Varianten. 65 °C werden über 4 Tage (gegenüber 2 Tage) überschritten.

In einer 4. Versuchsserie untersuchte Drachenberg (1998) den Einfluss unterschiedlicher

Strukturmaterialien auf Fliegen (qualitativ). Getestet wurden Rinde (ohne Flüssigkeitszugabe, mit Wasser und mit Urin), Strohmehl und Kompost. Als C/N-Verhältnis wurde 30 gewählt, die Ansätze wurden bewusst „trocken“ gefahren (WG = 53 bis 72 %).

Keine der Varianten konnte das Anziehen von Fliegen vollständig verhindern. In den ersten Tagen weisen die Strohmehlvarianten Vorteile auf. Es wurde soviel Strohmehl zugegeben, dass die Fäkalien vollständig bedeckt waren. Nach einigen Tagen trat jedoch Feuchtigkeit bis an die Oberfläche durch, wodurch Fliegen vermehrt angezogen wurden. Die umschlossenen Fäkalien wurden anaerob und trockneten ein.

Bei den Rindenschrotvarianten zeigt jene **ohne Feuchtigkeitszugabe** (sie trocknete aus) **den geringsten Fliegenbefall**. Urin war für Fliegen geringfügig attraktiver als Wasser. **Kompostzugabe zeigt die geringste Besiedelung mit Fliegen**.

Beim **Frischmaterial** zeigt Rindenschrotzumischung (< 30 °C) eine deutlich geringere **Selbsterhitzung** als die Strohmehlzumischung (55 °C). **Die Zugabe von Kompost ergibt die höchsten Temperaturen (64 °C)**. Zusätzlich wird ein signifikanter Einfluss der Lagerungsart festgestellt. Ein Durchmischen zeigt bei allen Varianten höhere Selbsterhitzung als geschichtete Lagerung. Die bei Naudascher (2001) beschriebenen geringeren Temperaturen bei Variante Strohmehl gemischt scheinen mir durch das Auftreten ungünstiger Milieubedingungen im Dewargefäß nach 5 Tagen Versuchsdauer verursacht. Die sehr abrupte Abnahme der biologischen Aktivität könnte durch Selbsthemmung (zu hohe Konzentration an eigenen Stoffwechselprodukten) verursacht worden sein (derartige Effekte wurden von mir auch häufig bei der Atmungsaktivitätsbestimmung von Frischproben im Sapromat festgestellt).

Zavala et al. (2003) fanden in Laborrotteversuchen 60 °C als optimale Temperatur für die Mineralisierung (gemessen über CO₂-Austrag) von festen Ausscheidungen (gemischt mit Sägemehl).

2.2.6 Kompostqualität

Naudascher (2001) untersuchte Endprodukte aus Komposttoiletten aus Kleingärten (nicht dauernd bewohnt) in Köln bzw. Karlsruhe. Es wurden unterschiedliche Toilettentypen und Zuschlagstoffe (Strukturmaterialien) verwendet. Die Lagerungsdauer betrug 6 Monate bis 3 Jahre. Die Analyseergebnisse sind in **Tabelle 2.2.6-1** zusammengefaßt.

Tabelle 2.2.6-1. Analyseergebnisse von Komposttoilettenkomposten (Literaturauswertung, Quelle: Naudascher, 2001) und Schwermetallgrenzwerte nach Kompostverordnung (BGBl.292/01) für die Qualitätsklassen A⁺ bzw. A (fett kursiv dargestellte Werte liegen über dem Grenzwert der Klasse A) bzw. nach Ö-NORM S2022 (zurückgezogen)

	FOGEL (1977) 7 Großkam- merttoiletten	KALKOFFEN et al. (1995) 3 Großkam- merttoiletten	KALKOFFEN et al. (1995) 1 urinseparie- rende Toilette	Kompost-VO Klasse A ⁺ /A bzw. Ö-NORM S2022
WG [% FM]	65 - 85		48	25 - 50
pH-Wert [-]	5,9 – 8,4		-	7,0 – 8,5
GV [% TM]	58,3	53,8	30,7	> 18
N [% TM]	2,44	3,5	1,8	> 0,8
P ₂ O ₅ [% TM]	3,6	4,3	1,5	> 0,4
K ₂ O [% TM]	4,0	4,3	2,0	> 0,3
CaO [% TM]	1,8	7,0	6,6	> 2,0
MgO [% TM]	0,5	1,4	0,8	> 0,5
Cl ⁻ [% TM]	3,5	k.A.	1,0	k.A.
Cd [mg/kg TM]	1,0	1,3	1,0	0,7 / 1,0

Cr	[mg/kg TM]	<30	16,5	7,5	70 / 70
Cu	[mg/kg TM]	99	48	44	70 / 150
Pb	[mg/kg TM]	30	109	150	45 / 120
Zn	[mg/kg TM]	260	300	580	200 / 500

Zur besseren Einschätzbarkeit der Analysenwerte sind in der letzten Spalte die Schwermetallgrenzwerte der österreichischen Kompostverordnung bzw. die Mindestanforderungen nach Ö-NORM S 2022 (Gütekriterien für Müllkompost) angegeben, Die Ö-NORM S 2022 wurde zwar nach Erlass der Kompostverordnung zurückgezogen, die Werte wurden trotzdem angegeben, weil in der Kompostverordnung für diese Parameter keine Grenzwerte existieren (von diesen Parametern sind zwar die Analysenergebnisse anzugeben, es sind jedoch keine Anforderungen formuliert).

Die untersuchten Komposte weisen geringe Schwermetallgehalte auf (es wird meist die Kompostklasse A⁺ erreicht). Die Nährstoffgehalte (vor allem die verfügbaren Nährstoffe im CAL-Extrakt) liegen eher im unteren Bereich, der pH-Wert wird fallweise unterschritten.

Bezüglich Nährstoffe (Phosphor, aber auch Stickstoff, ganz besonders Kalium) zeigen Literaturwerte (siehe Tabelle 2.2.6-2) wesentlich höhere Gehalte. Auch die Schwermetallgehalte werden in der Literatur höher beschrieben. Werden von den Proben aus Köln und Karlsruhe die Grenzwerte der Klasse A⁺ nur fallweise überschritten, sind in der Literatur für Cadmium, Blei und Zink sogar Überschreitungen der Klasse A angegeben.

An Komposten aus Komposttoiletten durchgeführte Pflanzenverträglichkeitstests mit Kresse bzw. Gerste zeigen fallweise schlechte Pflanzenverträglichkeit bei hohem Kompostanteil. Dies ist teilweise auf hohe Salzgehalte (Urin), teilweise aber sicher auch auf einen schlechten Reifezustand zurückzuführen. Geringere Salzgehalte werden bei Urinseparation erzielt. Bei externer Kompostierung gemeinsam mit Grünschnitt und/oder Bioabfall können beide Ursachen ausgeschaltet werden.

Tabelle 2.2.6-2. Analysenergebnisse von Komposttoilettenkomposten aus Kleingartensiedlungen in Köln und Karlsruhe (Naudascher, 2001) sowie Schwermetallgrenzwerte nach der österr. Kompostverordnung (BGBl.292/01) für die Qualitätsklassen A⁺ bzw. A (**fett kursiv** dargestellte Werte liegen über dem Grenzwert der Klasse A⁺) bzw. Nährstoffgehalte nach Ö-NORM S 2022 (zurückgezogen)

	Kompostproben		Kompost-VO Klasse A ⁺ /A Ö-NORM S2022
	KÖLN (9 PROBEN)	Karlsruhe (12 Proben)	
Kompostalter	0,5 - 3 Jahre	0,5 - 2 Jahre	
WG [% FM]	46 - 70	30 - 68	25 - 50
pH-Wert [-]	6,4 - 8,0	7,1 - 7,7 ¹⁾	7,0 - 8,5
Chlorid [mg/kgTM]	90 - 1.500	18 - 80	k.A.
GV [% TM]	20 - 75 ¹⁾	19 - 57 ¹⁾	> 18
C [% TM]	12 - 41 ¹⁾	11 - 34 ¹⁾	> 9
N [% TM]	0,7 - 2,3 ¹⁾	0,8 - 2,2 ¹⁾	> 0,8
C/N [-]	12 - 25 ¹⁾	11 - 19	k.A.
NH ₄ -N [% TM]	0,001 - 0,14	0,001 - 0,002	<0,03
NO ₃ -N [% TM]	n.n. - 0,01	n.n. - 0,01	< 0,03
P ₂ O ₅ ges. [% TM]	0,3 - 1,0	0,25 - 0,7	> 0,4
P ₂ O ₅ CAL [% TM]	0,01 - 0,13	0,02 - 0,06	> 0,04
K ₂ O ges. [% TM]	0,3 - 0,9	0,2 - 0,7	> 0,3
K ₂ O CAL [% TM]	0,04 - 0,29	0,02 - 0,17	> 0,25
CaO [% TM]	1,5 - 4,6	1,0 - 4,6	> 2,0
MgO ges. [% TM]	0,4 - 1,1	0,34 - 0,7	>0,5
MgO CAL [% TM]	0,01 - 0,03	0,006 - 0,01	k.A.
Cd [mg/kgTM]	0,3 - 0,5(1,3)	0,1 - 0,4	0,7 / 1,0

Cr	[mg/kgTM]	0,03 – 11	17 – 40	70 / 70
Cu	[mg/kgTM]	5 – 18	6 – 44	70 / 150
Ni	[mg/kgTM]	4 – 18	11 – 15	25 / 60
Pb	[mg/kgTM]	8 – 40	24 – 47	45 / 120
Zn	[mg/kgTM]	60 – 210	80 – 180	200 / 500

¹⁾ bei einem Kompostalter von 3 bis 6 Monate traten wesentlich niedrigere pH-Werte (5,9) und höhere Glühverlustwerte (94 %) auf; bei Erdzumischung wurden besonders niedere Glühverlustwerte (8-14 %), Kohlenstoffgehalte (4-7 %) und Stickstoffgehalte (ca. 0,3 %) gemessen

Zahlreiche Untersuchungen ergaben, dass Fäkalkeime in Komposttoiletten abgetötet werden. Die in Tabelle 2.2.6-3 dargestellten Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen zeigen jedoch, **dass die Abtötung von Fäkalkeimen nicht garantiert werden kann**. In den Kleingartenanlagen Köln (Naudascher, 2001) wurden durch die Kompostierung zwar Salmonellen abgetötet, in den Komposten wurden jedoch Coliforme Mikroorganismen (9 – 150.000 KBE/g FM), in den meisten Komposten sogar E.coli (4 bis 430.000 KBE/g FM) nachgewiesen. **Abbildung 2.2.6-1** zeigt, dass das Abtöten pathogener Keime eine Funktion von Temperatur und Aufenthaltsdauer ist. Die Temperaturen im Rottegut von Komposttoiletten übersteigen kaum die Umgebungstemperatur. Bei ungünstigen Milieubedingungen (Anaerobien durch zu hohen Wassergehalt, Austrocknen) werden daher Krankheitserreger trotz langer Rottedauer nicht vollständig abgetötet. Bei einer Nachkompostierung gemeinsam mit biogenen Abfällen können die Milieubedingungen besser beeinflusst werden, wodurch eine Hygienisierung gewährleistet ist. Nach Jenkins (1994, zitiert bei Naudascher, 2001) konnte eine ausreichende Hygienisierung (Temperaturentwicklung) auch bei den in einem Haushalt anfallenden Bioabfallmengen erreicht werden (Eigenkompostierung). Nach Holmquist et al. (2003) wurden Salmonellen und E.coli nach wenigen Tagen bei 50 °C abgetötet. Enterokokken können jedoch auch 60 °C überleben.

Tabelle 2.2.6-3. Fäkale Indikatorkeime in Komposttoilettenkomposten (Quelle: Naudascher, 2001)

	E.coli [KBE / g FM]	Fäkalcoliforme [KBE / g FM]	Gesamtcoliforme [KBE / g FM]
OBERG (1983)	k.A.	<2 - 10 ⁴	k.A.
ENFERARDI et al. (1986)	k.A.	n.n. - >10 ⁷	n.n. - >10 ⁷
KALKOFFEN et al. (1995) 3 nichturinseparierende Toil.	n.n. - 930	k.A.	n.n. - 930
KALKOFFEN et al. (1995) 1 urinseparierende Toilette	2,3 x 10 ⁶	k.A.	2,3 x 10 ⁶
LANGBEIN (1997)	k.A.	n.n. bis 6,5 x 10 ⁵	k.A.

Schönning (2003) hält für feste Ausscheidungen sowohl Kompostierung als auch Verbrennung für sinnvoll, wobei sie die Kompostierung nur bei größeren Anlagen für ausreichend sicher hält. In ihrem Artikel zitiert sie eine Untersuchung von Vinneras et al. (2002).

Feste Ausscheidungen sind nach Vinneras et al. (2003) hygienisch wesentlich bedenklicher als Urin. Eine Vorbehandlung ist unbedingt erforderlich. Diese kann biologisch, chemisch (Kalk + Asche) oder thermisch erfolgen. Meiner Meinung ist nur die biologische Behandlung sinnvoll, weil dabei Kompost (stellt mit seinem hohen Gehalt an organischen Humusverbindungen eine langsam fließende Nährstoffquelle dar) erzeugt wird. Eine Verbrennung verursacht hohe Kosten und vernichtet wertvolle Nährstoffe. Die chemische Behandlung mit Kalk hygienisiert durch Hitzeentwicklung und Anheben des pH-Wertes. Der hohe pH-Wert stört aber den anschließenden Kompostierungsprozess und führt bei Vorliegen von hohen Ammoniumgehalten zur Freisetzung von Ammoniak (Geruch!).

Fäkalkomposte sollen nach Vineras et al. (2003) keinesfalls bei roh verzehrtem Gemüse angewendet werden, und sollen nach der Anwendung in den Boden eingearbeitet werden. Neueste Untersuchungen von Rechenburg (2004) an Rottefiltersackinhalten der Lambertsmühle zeigen, dass sowohl durch Langzeitrotte (Gesamtrottedauer 1,5 bis 2,5 Jahre) als auch bei Regenwurmkompostierung (Vermiculurkompost) Salmonellen und e.coli deutlich abnehmen. Bei den Langzeitrotteversuchen nahm die Zahl an e.coli von 140 e.coli/g im Ausgangsmaterial (dies waren ½ bis 1 ½ Jahre im Filtersack gelagerte Fäkalien) auf 40 e.coli/g im Endprodukt (zusätzliche Rottedauer 9 Monate; nach 5 Monaten Rottedauer wurde nur 1 e.coli/g gefunden, was mit einer inhomogenen Verteilung der Keime im Rottegut erklärt wurde!) ab. Der Regenwurmkompost wies nach 6 Monaten Rottedauer 20 e.coli/g auf (der Ausgangswert lag bei 1×10^6 e.coli/g). Im parallel durchgeführten Rotteversuch ohne Würmer war e.coli nach 9 Monaten nicht mehr nachweisbar.

Salmonellen wurden nach 6 Monaten Rottedauer nachgewiesen; in den Endprodukten (nach 9 Monaten Rottedauer) konnten sie nicht mehr nachgewiesen werden.

Longdon (2004) kommt in seiner Risikoabschätzung zum Schluss, dass Fäkalkomposte sowohl nach konventioneller Langzeitrotte als auch bei Wurmkompostierung **nach 9 Monaten Rottedauer gleiche hygienische Qualität** erreichen wie andere Komposte. Dies ist im Hinblick auf Salmonellen richtig. Da jedoch immer noch e.coli nachweisbar sind (Vergleichsuntersuchungen an herkömmlichen Komposten sind mir nicht bekannt) kann eine endgültige Beurteilung nur durch einen Hygieniker erfolgen (siehe Kap. 4.1).

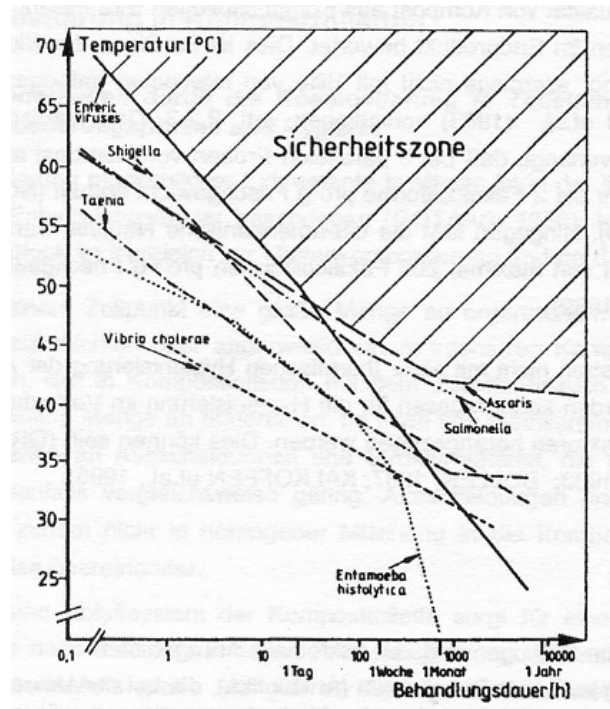


Abbildung 2.2.6-1. Zusammenhang zwischen Zeit, Temperatur und dem Überleben ausgewählter pathogener Keime in Ausscheidungen und Klärschlamm (nach Feachem et al., 1983, aus Fanke, 1987)

2.2.7 Diskussion der technischen Belange

Aus den dargestellten Randbedingungen ergeben sich folgende Anforderungen an die Toilettensysteme und die Kompostierung von Fäkalien.

2.2.7.1 Anforderungen an das Toilettensystem

Wie oben erwähnt, sind Trennsysteme zu bevorzugen. Das bedingt eine Auftrennung des Abwassers in die 3 Teilströme (siehe Kapitel 3)

- Grauwasser (Wasch-, Küchenabwasser)
- Gelbwasser (Urin)
- **Braunwasser** (Fäkalien)

Wenn Fäkalien „trocken“ (ohne oder mit wenig Spülwasser) gesammelt werden können, (z.B. bei einem Komposttoilettensystem mit ausschließlich senkrechten Fallrohren oder beim Einsatz eines Vakuumsammelsystems) reichen für einen 4-Personenhaushalt als Speichervolumen (Halbjahresspeicher) ca. 110 l. Je nach Spülwasseranteil erhöht sich dieses Volumen auf bis zu 2,3 m³ (Annahme 6l / Spülvorgang).

Bei hohem Flüssigkeitsanfall (Spültoiletten) muss eine nachträgliche Trennung von Fäkalien und flüssiger Phase durchgeführt werden („Rottesack“). **Der Festanteil ist bei der Jutesackmethode (bei einem Jutesackvolumen von 20 l) zumindest monatlich je Haushalt zu entleeren.** Die abgetrennte Flüssigphase kann gemeinsam mit dem Grauwasser entsorgt werden (erhöht die Grauwassermenge um ca. 10 l/E.d auf 80 bis 250 l/d). Toiletten mit Urinverdunstung (dabei verdunstet natürlich auch das Spülwasser) sind aus Gründen der Nachhaltigkeit abzulehnen (Energieverbrauch ca. 1000 kWh / Haushalt!)

Aus Gründen der Hygiene und der einfacheren Kompostierung ist die „Trockensammlung“ zu bevorzugen. (Falls längere Leitungen notwendig sind, kann ein Vakuumsammelsystem angewendet werden). Es bieten sich Toilettenkonstruktionen mit Wechselbehältern im Toilettenfußbereich oder unter der Toilette an (dies erfordert jedoch umfangreiche bauliche Maßnahmen). **In diesem Fall ist ein Entleeren der Jutesäcke nur noch viertel- bis halbjährlich erforderlich.** Ein Beispiel dafür ist die Großkammertoilette aus der Norwegischen VERA-Serie (beschrieben bei del Porto & Steinfeld, 1999).

Der Einsatz von Kleinkammertoiletten („Humusklo“) bedeutet intensivere Wartung (eine Entleerung ist wahrscheinlich täglich erforderlich) und stößt daher (zumindest langfristig) auf geringe Akzeptanz.

Geruchsprobleme im Haus können durch ein effizientes Abluftsystem der Toiletten vermindert werden. Bei „natürlicher“ Entlüftung sind die Gesetze der Thermik zu beachten (der Auslass darf nicht kühler sein als der Toilettenraum). Daher sollte das Rohr über Dach an einem sonnenbeschienenen Platz enden (Endbereich schwarz streichen), während die Toilette im Schatten situiert sein muss. Viele Richtungsänderungen des Abluftrohres erhöhen den Strömungswiderstand und damit die Geruchsbelastung in den Toiletten. Das Rohr ist durch ein feinmaschiges Gitter zu verschließen (Fliegen), der Toilettendeckel muß dicht schließen.

Strukturmaterial bzw. Abdeckmaterial darf nicht zu fein sein. Es soll ein gutes Austrocknen der Fäkalien ermöglichen. Rindenschrot ist gut geeignet, Strohmehl ist wenig geeignet. Es muss allerdings auch Feinanteil (Hobelspäne) vorhanden sein (C/N-Verhältnis).

2.2.7.2 Anforderungen an die Kompostierung

Um Geruchsemissionen und das Fliegenproblem in den Haushalten zu vermindern, ist eine Urinseparation sinnvoll. Werden Urin und Fäkalien gemeinsam gesammelt und zur Anhebung des C/N-Verhältnisses bzw. Anhebung des Luftporenvolumens mit Strukturmaterial versetzt, führt der hohe Flüssigkeitsanteil trotzdem sehr leicht zu anaeroben Milieubedingungen. Dabei werden vermehrt Niedere Carbonsäuren und andere geruchsintensive Stoffwechselprodukte (Schwefelverbindungen) gebildet. Wenn es gelingt durch ausreichende Strukturmaterialzugabe und intensive Belüftung aerobe Milieubedingungen aufrechtzuerhalten, kann der hohe Stickstoffgehalt des Urins zur Freisetzung von Ammoniak führen. Bei der Zersetzung von Harnstoff zu Ammonium steigt der pH-Wert, was in Folge zur Freisetzung des Ammoniums als Ammoniak führt. **Eine geruchsfreie Prozessführung ist nur in einem relativ engen Optimalbereich möglich, der bei den sehr stark variierenden Randbedingungen (Mengen an Stickstoff, Flüssigkeit, Strukturmaterial, Zuluft) auch bei sehr intensiver Betreuung durch den Benutzer nicht dauerhaft garantiert werden kann.**

Eine Flüssigkeitsabtrennung aus Schwarzwasser kann auch durch mechanische Abscheider erfolgen. Dies verbessert zwar die Kompostierbarkeit des Feststoffanteiles, erzeugt jedoch ein höher durch Krankheitserreger belastetes Abwasser das größere (hygienische) Anforderungen an die Weiterbehandlung stellt. Bei Verwendung von Urinseparationstoiletten (zusätzlich ist wie oben besprochen auch eine Reduktion der Spülwassermengen anzustreben) - können die Fäkalien im Bereich der Toilette „vorgerottet“ und anschließend (nach Trockenstabilisierung) zwischengespeichert werden. Dazu haben sich im Projekt Lambertsmühle (Oldenburg et al., 2003) sogenannte Rottesäcke – dies sind flüssigkeitsdurchlässige Gewebesäcke bewährt. Diese Säcke müssen zur besseren „Formhaltung“ bzw. Hantierbarkeit in einem Stützkorb eingebracht werden. Bewährt hat sich ein Wechselsystem (Zulaufrohr wird verschwenkt), bei dem abwechselnd ein Rottesack befüllt wird, während der andere entwässert und vorkompostiert. In größeren Zeitabständen wird der Sackinhalt auf den **Komposthaufen im eigenen Garten oder, was vorzuziehen ist, zu einer Kompostierungsanlage** (Gemeindeanlage, landwirtschaftliche Anlage) gebracht und dort gemeinsam mit biogenen Abfällen verrottet und hygienisiert (Fremdkompostierung). Falls gewünscht, kann in der Kompostanlage Urin zum Befeuchten verwendet werden. Wichtig in diesem Fall ist, dass eine gut aufsaugende Kohlenstoffquelle vorhanden ist, anderenfalls sind Stickstoffauswaschungen ins Grundwasser möglich. Durch den Kompostierungsprozess werden die gelösten Nährstoffe in eine weniger mobile Form umgewandelt (Humifizierung, siehe dazu 2.2.2). Dem Vorteil, dass durch die Kompostanwendung dem Boden organische Substanz mit höherem Nährstoffgehalt zugeführt werden kann, steht die Gefahr von Geruchsemissionen bei der Kompostierung als möglicher Nachteil gegenüber. Pinsem (2003) zeigt, dass die Kompostierung von Pflanzenabfällen gemeinsam mit Urin zu wesentlich höheren Stickstoffgehalten im Kompost führt (der Phosphorgehalt hingegen wurde nicht beeinflusst, der Kaliumgehalt wurde sogar verringert!). Bark et al. (2003) berichten von Versuchen in Mali die zeigen, dass die Kompostierung von Hausabfällen mit Urin gut funktioniert.

Die Fremdkompostierung hat den Vorteil, dass die Einwohner wenig mit den Fäkalien „hantieren“ müssen. Bei der **Eigenkompostierung mit Grünabfällen** im eigenen Garten fällt erheblicher **Betreuungsaufwand** an; es müsste regelmäßig befeuchtet und mittels Schaufel umgesetzt werden. Automatische umsetzende Systeme müssten ausreichend erprobt sein (hohe technische Zuverlässigkeit, geringer Wartungsaufwand, geruchsfreier Betrieb) und benötigen ebenfalls eine ausreichende Betreuung durch einen der Bewohner (genaue Strukturmaterialdosierung, Wahl des richtigen Zeitpunktes für Befeuchten und Umsetzen, Kontrolle bzw. Wartung). Weitere Vorteile einer Fremdkompostierung sind, dass Geruchsemissionen im Wohnbereich weitgehend vermieden werden können und dass die **Hygienisierung der Fäkalien durch die Selbsterhitzung während der Mietenkompostierung sichergestellt** werden kann (bei der Kompostierung in der Komposttoilette treten bedingt durch die „portionsweise“ Materialzufuhr kaum Temperaturen

über der Umgebungstemperatur auf, die Hygienisierung ist nicht garantiert!).

Ein Problem, das durch **externe Kompostierung** gelöst werden kann, ist die **Fliegenplage**. Um eine effiziente Kontrolle zu erreichen, muss der Lebenszyklus der Fliegen, der aus Eiablage, Larvenstadium, Puppenstadium und Schlüpfen besteht, unterbrochen werden. Die dafür erforderlichen hohen Temperaturen der Mietenkompostierung fehlen bei Komposttoiletten. Insektizide belasten den Kompost, Spinnen als natürliche Feinde der Fliegen sind wohl auch nicht sonderlich erwünscht. Als erfolgversprechende Maßnahmen bleiben damit ein Verhindern des Fliegenezutrittes (Fliegengitter über allen Öffnungen, Schließen der Toilettendeckel) und ein Anstreben eines geringen Wassergehaltes, da Fliegen ihre Eier nicht in Material mit Wassergehalten < 65 % legen (Winblad und Kilama, 1980). Durch diese Maßnahme ist allerdings unbedingt ein Nachkompostieren erforderlich (die Fäkalien trocknen aus, der Rotteprozess wird dadurch unterbunden).

Die Nachkompostierung kann zwar prinzipiell auch durch Eigenkompostierung erfolgen, anzustreben ist jedoch eine Mitkompostierung in bestehenden Bioabfall/Grünschnittkompostanlagen (Fremdkompostierung), weil dort die teure Infrastruktur (Umsetzgerät, Siebmaschine, ...) mitverwendet werden kann (Fäkalien sind allerdings nicht in der Positivliste der zur Kompostierung nach Kompostverordnung zugelassenen Ausgangsmaterialien enthalten). Die Kompostierung von Fäkalien sollte jedoch in eigenen Chargen erfolgen (Zumischung von Grünabfall nur im erforderlichen Ausmaß). Damit kann bei auftretenden Problemen (mangelnde Hygienisierung, Änderung der gesetzlichen Rahmenbedingungen, Akzeptanzprobleme bei der Vermarktung) leichter reagiert werden.

Zusammenfassend ergeben sich folgende technischen Risiken

Mangelhafte Hygienisierung bei Kompostierung im Toilettenfuß bzw. Hausgarten: *Bedingt durch die geringen Fäkalienmengen ist während der Kompostierung mit starker Wärmeabstrahlung zu rechnen. Dadurch können die für eine Hygienisierung erforderlichen hohen Temperaturen (>55 °C) nicht erreicht werden.*

Austrocknen oder Vernässen des Rottegutes kann ebenfalls nur in größeren Schüttungen, und auch da nur bei sorgfältiger Rotteführung, verhindert werden. Beides muss aber unbedingt vermieden werden, um einen zügigen biologischen Ab- und Umbau zu erreichen, bzw. eine entsprechende Endproduktqualität zu erzielen.

Geruchsemissionen: *Kompostierung ist ein aerober Vorgang. Mangelnde Sauerstoffversorgung führt zu anaeroben Verhältnissen, wodurch die Gefahr von Geruchsemissionen steigt.*

Ungeziefer (vor allem Fliegen) kann nur bei Durchführung einer „Heißrotte“ abgetötet werden (siehe oben).

Beim **Hantieren mit Fäkalien** (wechseln der Filtersäcke, Entleeren der Toiletten) ist ein Hygieneproblem (bzw. Akzeptanzproblem) gegeben.

Bei Eigenkompostierung bzw. Gemeinschaftskompostierung (ein Freiwilliger kompostiert für den Siedlungsbereich) ist die **Entsorgungssicherheit** nicht gegeben. Treten Probleme auf, besteht die Gefahr, dass die Kompostierung eingestellt wird.

All diese Risiken sprechen für eine Fremdkompostierung der Fäkalien in bestehenden Kompostanlagen gemeinsam mit anderen biogenen Abfällen. Ausreichend hohe Rottetemperaturen und sorgfältige Rotteführung durch geschultes Personal minimieren das hygienische Risiko.

2.2.8 Technisch mögliche Optionen zur Behandlung der Fäkalien (Braunwasser)

Die Errichtung eigener Kompostierungsanlagen für Fäkalien in kleinenräumigen ländlichen Gebieten ist nicht sinnvoll. Fäkalien können jedoch technisch in Kompostierungsanlagen für biogene Materialien, wie sie im ländlichen Raum häufig anzutreffen sind, mitverarbeitet werden. Im Rahmen der konzeptuellen Planung in Kapitel 5 wurden dafür existierende Kompostanlagen erhoben und genaue Berechnungen der anfallenden Mengen und der Kosten für die Kompostierung durchgeführt. Diese Berechnungen sind in den Länderanhängen ersichtlich.

Aus Gründen der Hygiene und der besseren Kompostierbarkeit sollen Fäkalien in möglichst trockener Form gesammelt werden. Bei der Verwendung von hohen Spülwassermengen (nur Komposttoiletten oder Vakuumtoiletten kommen mit wenig oder ohne Spülwasser aus) muss daher eine nachträgliche Trennung von Fäkalien und Spülwasser durchgeführt werden. Als Methode dafür eignet sich ein Jutesack oder Filterbehälter wie in Kap. Xx dargestellt. **Der Festanteil ist bei der Jutesackmethode (bei einem Jutesackvolumen von 20 l) zumindest monatlich je Haushalt zu entleeren.** Bei Anordnung von zentralen Wechselbehältern im Keller oder außerhalb des Hauses (dies erfordert jedoch umfangreiche bauliche Maßnahmen), **ist ein Entleeren der Jutesäcke nur noch viertel- bis halbjährlich erforderlich.** Die abgetrennte Flüssigphase kann gemeinsam mit dem Grauwasser entsorgt werden (erhöht die Grauwassermenge um ca. 10 l/E.d auf 80 bis 250 l/d).

Das entwässerte Braunwasser kann dann entweder mittels Eigenkompostierung oder mittels Fremdkompostierung behandelt werden. Im Hinblick auf die o.a. technischen Risiken von kleinen Kompostierungsanlagen wird jedenfalls die Fremdkompostierung in einer größeren, zentralen Kompostierungsanlage empfohlen (siehe auch Kapitel 4.1“ Hygienische Betrachtungen“) Für die Kostenvergleichsrechnung wird aber auch die Eigenkompostierung berücksichtigt.

Diese Optionen sind auch möglich, wenn der gesamte Abwasserstrom entwässert wird, d.h. eine Trennung zwischen der flüssigen und der festen Phase erfolgt (Gruppe B4).

Eine weitere technische Möglichkeit stellt die Verwendung von Komposttoiletten dar. Auch hier sind Toilettensysteme zu empfehlen, die mit möglichst geringer Spülwassermenge auskommen und den Urin abtrennen. Toiletten mit Urinverdunstung (dabei verdunstet natürlich auch das Spülwasser) sind aus Gründen der Nachhaltigkeit abzulehnen (Energieverbrauch ca. 1000 kWh / Haushalt!).

Hinsichtlich dem Toilettentyp werden Großkammertoiletten empfohlen, da Kleinkammertoiletten („Humusklo“) intensiver zu warten sind (eine Entleerung ist wahrscheinlich täglich erforderlich) und daher auf weniger Akzeptanz (zumindest langfristig) stoßen als Großkammertoiletten.

Im Hinblick auf den Optionenpool ergeben sich somit folgende zusätzliche Varianten:

Von den in Kapitel 2.2.2 angeführten generellen Möglichkeiten der Abwasserentsorgung kann die Kompostierung innerhalb der Gruppen B3 und B4 (siehe Kap. 1.5.2) angewendet werden:

Gruppe B3:

1. Sammlung des Braunwassers in einem Rottesack und Eigenkompostierung oder Fremdkompostierung
2. Verwendung von Komposttoiletten

Gruppe B4:

3. Sammlung des entwässerten Abwassers (Fäkalien) und Eigen- oder Fremdkompostierung

Wie dargestellt, kann sich bei einer externen Kompostierung (Fremdkompostierung) die Beimengung von Urin positiv auswirken. Dies wäre eine weitere Möglichkeit den anfallenden Urin sinnvoll zu verwerten. Dem Vorteil eines höheren Nährstoffgehaltes des Kompostes und der Umwandlung von leichtverfügbaren Nährstoffen (aus dem Urin) in weniger leicht auswaschbare Verbindungen (durch Huminstoffaufbau) im Kompost steht allerdings die große Gefahr von Geruchsemissionen während der Kompostierung gegenüber.

2.2.8.1 Rechtliche Rahmenbedingungen für eine Kompostierung

In Österreich regeln Landesgesetze die Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft. Daher gibt es in Österreich zwar unterschiedliche, aber für jedes Bundesland jeweils klar festgelegte gesetzliche Vorgaben. Es gibt jedoch keine gesetzlichen Regelungen die speziell die Behandlung von getrennt gesammelten Fäkalien bzw. die Anwendung von aus diesen Fäkalien hergestellten Produkten wie Gärresten bzw. Komposten betreffen. In diesem Abschnitt wird daher versucht, bestehende Gesetze aus anderen Bereichen sinngemäß zu interpretieren. Eine genaue Auflistung und kurze Beschreibung dieser Gesetze findet sich im Anhang.

Da es sich bei den Abwasserfraktionen zweifellos um Abfälle handelt – Abfälle sind definitionsgemäß „Dinge“ deren sich der Mensch entledigen will oder deren er sich bereits entledigt hat – wurde versucht, über die den Abfall betreffenden Gesetze zu verbindlichen Vorgaben zu kommen. Doch auch in dieser Gesetzesmaterie werden Abwasserfraktionen nicht erwähnt.

Eine gemeinsame Kompostanlage (oder Anaerobanlage) für die Fäkalien einer Gemeinde stellt eine Verwertungsanlage dar. Da Fäkalien Abfall sind, unterliegt die Anlage dem AWG (BGBl. Nr. 325/1990, Nr. 102/2002). Werden andere biogene Abfälle (Ausnahme Mist, Jauche, Gülle und organische kompostierbares Material eines landwirtschaftlichen Betriebes) mitbehandelt, unterliegt die Anlage jedenfalls der Genehmigungspflicht nach AWG.

Die Kompostverordnung (BGBl. Nr. 292/2001) regelt Qualitätsanforderungen für Komposte aus Abfällen, die Art und Herkunft der Ausgangsmaterialien, die Kennzeichnung und das Inverkehrbringen sowie das Ende der Abfalleigenschaft von Komposten aus Abfällen. Fäkalien sind nicht in der Positivliste der Kompostverordnung enthalten. Daher dürfen sie - wenn nach Kompostverordnung kompostiert werden soll (und nur dann gilt der hergestellte Kompost als Produkt) – nicht verwendet werden! Die befragten Kompostanlagenbetreiber sind nur dann bereit Fäkalien zu übernehmen, wenn eine Verwertung des dabei hergestellten Kompostes auch rechtlich möglich ist.

Bezüglich der Kompostierung von Fäkalien wurde daher eine Anfrage an Herrn Mag. Franz Mochty (BMfLUW) gestellt. Die Stellungnahme dazu lautet folgendermaßen:

„Anlagen die nach Kompostverordnung produzieren, dürfen Fäkalien nicht kompostieren (auch nicht in getrennten Chargen). Werden Fäkalien kompostiert, ist dies als Abfallbeseitigung einzustufen. Eine Anwendung des derart hergestellten Kompostes auf landwirtschaftlichen Flächen stellt eine Beseitigungsmaßnahme dar und ist seiner Meinung nach ALSAG-beitragspflichtig.“

Werden Fäkalien direkt in eine Kläranlage (nicht in den Faulurm direkt) eingebracht, so entspricht dies dem „üblichen“ Kläranlageninput, der Output bleibt Klärschlamm und kann gemäß Kompostverordnung zu Klärschlammkompost verarbeitet werden. Werden Fäkalien direkt in eine anaerobe Behandlungsanlage eingebracht, so darf der Gärrest dieser Vergärungsanlage nicht kompostiert werden (vgl. Anlage 1

Kompostverordnung, in der gefordert wird, dass ein Gärrest nur dann kompostiert werden darf, wenn ausschließlich die Materialien zur Vergärung eingesetzt wurden, die auch direkt kompostiert werden dürfen).

Auch in EU-Gesetzen wird auf getrennt anfallende Abwasserfraktionen nicht speziell eingegangen. In der „Richtlinie über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft“ wird die Nutzwirkung von Klärschlamm betont. Vor einer Verwendung müssen diese Schlämme jedoch behandelt werden. Für **Schlämme aus kleinen Anlagen**, die im Wesentlichen nur Brauchwasser aus Haushaltungen behandeln gibt es jedoch reduzierte Verpflichtungen (betreffend Information und Analysen), **weil diese nur ein geringes Risiko darstellen. Dies sollte sinngemäß auch für Fäkalien aus Wohnhäusern gelten.**

Die Verordnung des Europäischen Parlamentes und des Rates über Hygienevorschriften für nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte (EG Nr. 1774/2002) kommt aus dem Veterinärbereich und ist eine Reaktion auf BSE, Maul- und Klauenseuche sowie Schweinepest. Sie hat massive Auswirkungen auf die österreichische Situation der getrennten Erfassung und Kompostierung biogener Abfälle, jedoch - da sie ausschließlich tierische Abfälle regelt - keine direkten Auswirkungen auf die Abwasser- bzw. Klärschlammbehandlung.

Eine EU-Kompostverordnung sollte zwar ursprünglich bis Ende 2004 vom Rat verabschiedet werden, bisher liegt jedoch nur ein Diskussionspapier aus dem Februar 2004 vor. Fäkalien sind in diesem Diskussionspapier - das eine Positivliste ähnlich der Österreichischen Kompostverordnung enthält - nicht erwähnt.

2.3 Möglichkeiten der anaeroben Behandlung/Verwertung

2.3.1 Nomenklatur der Verfahrensformen

Es gibt eine Reihe von Möglichkeiten, wie Biogasanlagen und –verfahren benannt werden:

- Nach der Bauart des eingesetzten Fermenters: Es gibt einige unterschiedliche Fermentertypen und Gärssysteme, wobei sich jedoch nicht alle vorhandenen im Dauerbetrieb bewährt haben, und deshalb auch nicht in der Praxis relevant sind. Siehe Kapitel 2.3.6.
- Nach dem Trockensubstanzgehalt der eingesetzten Biomasse:
 - Nassvergärung: Trockensubstanzgehalt (TS) bis maximal 15 %.
 - Trockenvergärung: Trockensubstanzgehalt (TS) 25 bis 60 %.
- Nach der Beschickungsart lassen sich prinzipiell drei Arten feststellen:
 - Bei sog. *Batch-Systemen* wird das frische Substrat zusammen mit Impfkulturen zugeführt. In den folgenden 3-4 Wochen wird das Material anaerob abgebaut. Zu Beginn ist dabei eine sich steigernde Gasproduktion zu bemerken, diese beginnt sich jedoch nach ca. 10-14 Tagen zu verringern, bis schlussendlich ein Wert erreicht wird, der etwa der Hälfte der maximal möglichen Gasausbeute entspricht. Um dieser unregelmäßigen Produktion entgegen zu wirken, werden 3-4 Reaktoren parallel betrieben, die jedoch zu unterschiedlichen Zeiten gefüllt werden.
 - *AFC-Systeme* (Accumulation continuous flow) sind ähnlich den o.g. Systemen, nur dient hier der Reaktor gleichzeitig als Dunggrube. Frischer Dung fließt direkt in den Reaktor, und kann nach dem Faulprozess als Dünger verwendet werden. Im Winter, wenn kein Dünger benötigt wird, wird der Überschuss in einen Sammel tank geleitet, der zusätzlich mit einer Membran versehen ist. Dadurch lässt sich das produzierte Gas speichern (Wellinger 2000).
 - Am häufigsten werden jedoch *kontinuierliche* Systeme verwendet. Dabei wird dem Reaktor ständig oder in kurzen Abständen (semikontinuierlich) Substrat zugeführt, wobei gleichzeitig die gleiche Menge fermentiertes Substrat abgezogen wird.
- Nach Substratart und -herkunft: "landwirtschaftliche Biogasanlagen" oder "Kofermentationsanlagen". Kofermentation bedeutet, dass neben landwirtschaftlicher Gülle, noch andere Substanzen beigemischt werden. Im landwirtschaftlichen Bereich werden zur Zeit v.a. einstufige Reaktorsysteme eingesetzt, wobei prinzipiell auch zwei- oder mehrstufige Betriebssysteme möglich wären (BFL 2001). In diesem Kontext gibt es auch so genannte Ökostromanlagen. Dies sind Anlagen in denen hauptsächlich Pflanzensilage und Gülle vergoren werden.

2.3.2 Allgemeines Verfahrensschema

Biogas entsteht bei der Vergärung von organischen Stoffen wie Gülle, Mist, Jauche, Energiepflanzen, Ernterückständen und Speiseresten. In verschiedenen Reaktortypen wird durch anaerobe Vergärung Biogas erzeugt (siehe Abb. 2.3.2-1 und 2.3.2-2). Die Anzahl der Biogasanlagen zur Ökostromproduktion in Österreich ist zwischen 1993 und 2001 von 20 auf über 120 gestiegen (BFL 2001).

Ein grundsätzliches gültiges Verfahrensschema zeigt Abbildung 2.3.2-1 (Braun, 2003).

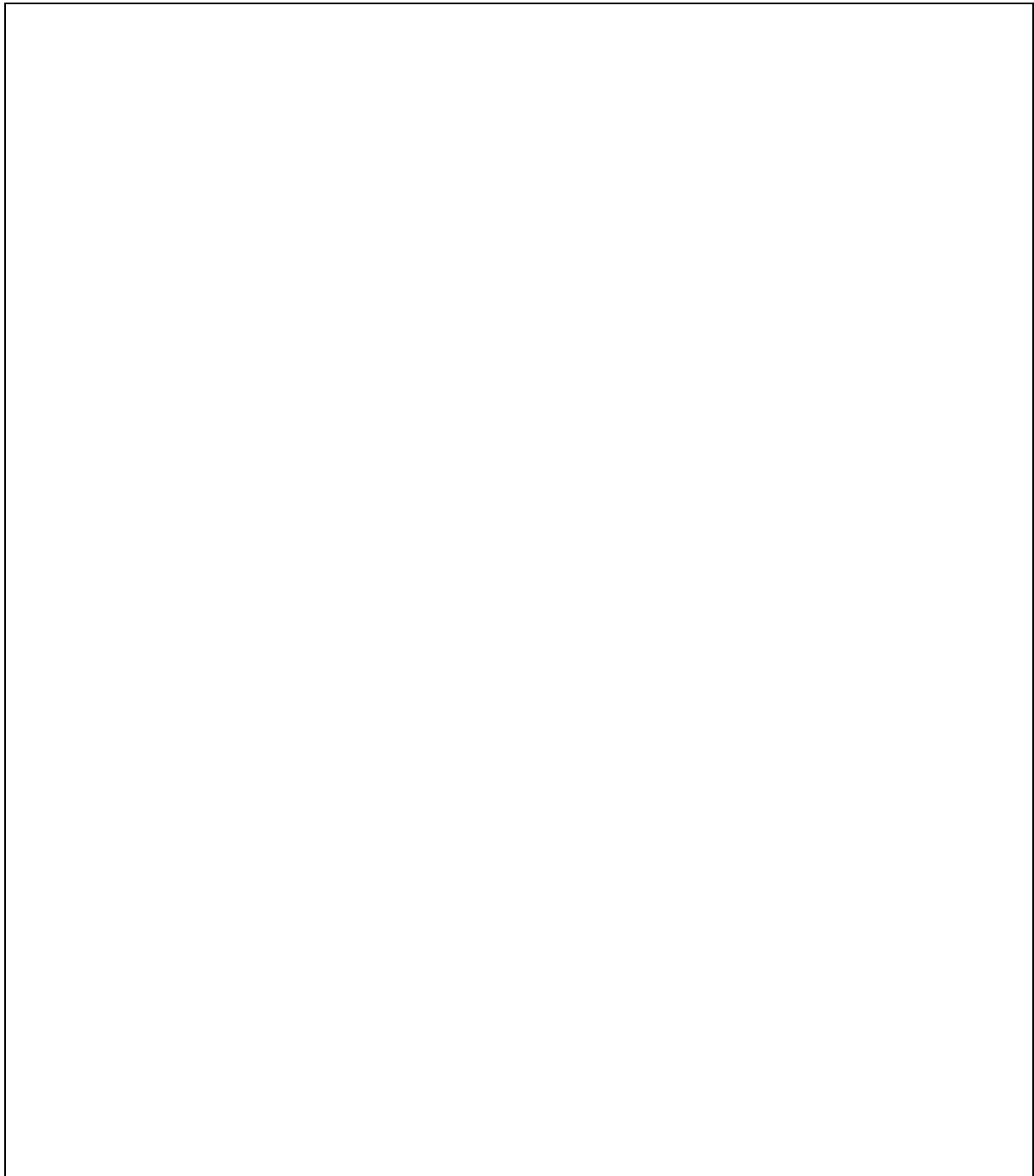
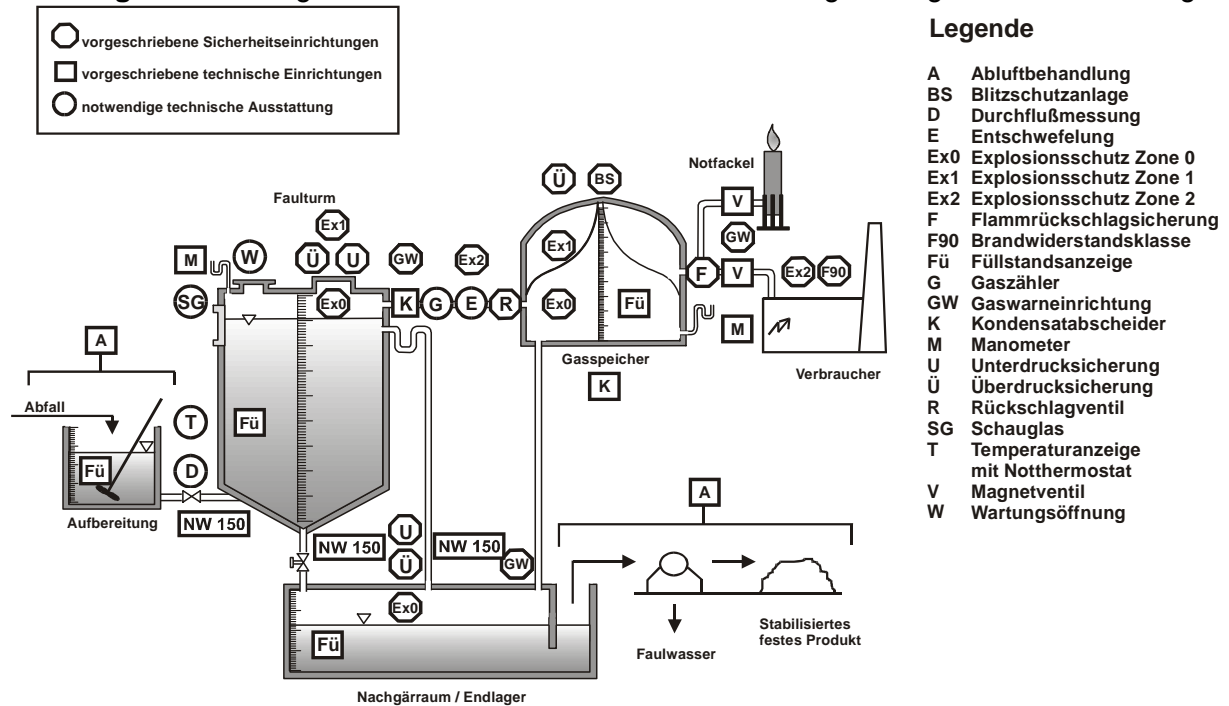


Abbildung 2.3.2-1. Verfahrensschema der anaeroben Vergärung (Braun, 2003)

Abbildung 2.3.2-2. Allgemeines Verfahrensschema einer Biogasanlage mit Aufbereitung



des Substrates, Faulturm (Biogasreaktor), Nachgärraum (Endlager), Gasspeicher, Gasverwertung, Gärrestaufbereitung und notwendiger Sicherheitseinrichtungen (Braun, 2002)

Es gibt unterschiedliche Temperaturbereiche in denen die biologische Reaktion der Methangärung abläuft und mit welcher Biogasreaktoren betrieben werden können:

- Psychrophil: 10 - 25 °C
- Mesophil: 25 - 35 °C
- Thermophil: 49 - 60 °C

Der Großteil der landwirtschaftlichen Biogasanlagen wird mesophil betrieben. Lediglich großräumige Biogasanlagen mit Co-Vergärung werden aus Gründen der Hygienisierung öfter thermophil betrieben. Da der Gewinn an freier Reaktionsenergie der Methangärung äußerst gering ist, kommt es, anders als bei der Kompostierung, zu keiner Selbsterwärmung der Reaktoren. Der Reaktorinhalt muss also beheizt werden. Rund 6 bis zu 40 % des gebildeten Biogases müssen zur Wärmeproduktion herangezogen werden. Einfachste Biogasanlagen (Faulgruben) weisen aus Kostengründen keinerlei Heizung auf. Die Temperatur im Biogasreaktor hängt daher stark von der Boden-, Umgebungs- und Substrattemperatur ab. In der Regel würde es sich bei den in Österreich gegebenen klimatischen Bedingungen also um Betriebstemperaturen im psychrophilen Bereich handeln. Tatsächlich sind bisher keine anaeroben, psychrophile Bakterien gefunden worden, die unter 25°C arbeiten, eher scheinen sich mesophile Bakterien langsam an geringere Temperaturen zu adaptieren (Wellinger 2000). Dieser Vorgang dauert jedoch Monate und die maximal zu erreichende Gasmenge liegt bis zu einem Drittel unter der bei mesophilen Temperaturen zu erreichenden (Wellinger *et al.* 1985). Der psychrophile Abbau selbst verläuft sehr langsam und kommt nur dort zum Einsatz, wo lange Lagerzeiten (50 Tage oder mehr) verlangt werden (Wellinger 1996). Bei Versuchen im psychrophilen Bereich hat sich außerdem gezeigt, dass durch die Akkumulation von inhibitorischen, bzw. toxischen Substanzen der methanogene Prozess sehr stark gestört wird (Alvarez *et al.* 2001).

2.3.3 Substrateinsatz und Energiebilanz

Beim biologischen Abbau von organischem Material unter Luftausschluss entsteht ein brennbares Biogas (Tabelle 2.3.3-1).

Tabelle 2.3.3-1. Volumenanteil der Hauptkomponenten im Biogas

Komponente	Volumenanteil
Methan	55-70 %
Kohlendioxid	30-45 %
Schwefelwasserstoff	0-2 %
Wasserstoff (H ₂)	0-1 %
Sauerstoff (O ₂)	0-1 %
Stickstoff (N ₂)	0-3 %

Betrachtet man die Stoff- und Energiebilanz von aerobem (z.B. aerobe Abwasserreinigung in einer Kläranlage) und anaerobem Abbau, dann erkennt man, dass beim anaeroben Prozess einerseits weniger Überschussbiomasse und andererseits ein energiereiches Endprodukt entsteht.

Tabelle 2.3.3-2. Stoff- und Energiebilanz aerober und anaerober biologischer Prozesse

1000 kg organisches Material	Produktion	Energieaufwand
Aerobe Umwandlung	500 kg neue Biomasse	Strom für Belüftung 2000 kg O ₂ = 1000 kWh
Anaerobe Umwandlung	50 kg neue Biomasse + 350 kg Methan = 1000 kWh	Heizen des Reaktors auf 35 – 55°C

Es ist also im Fall der aeroben Verfahren jeweils großer Energieaufwand für die Belüftung während der Abfallbehandlung nötig, während im Fall der Methangärung Energie in Form von Biogas produziert wird (Verstraete, 1996). Im Gegensatz zur Kompostierung und der aeroben Abwasserbehandlung weist die Vergärung also eine positive Energiebilanz auf. Aus einer Tonne organischem Material können pro Tag ca. 100 m³ Biogas erzeugt werden (Wellinger, 1996). Der Heizwert pro m³ Biogas entspricht je nach Methangehalt rund 6,4 Kilowattstunden (kWh). Daraus lassen sich je nach Wirkungsgrad des Blockheizkraftwerkes bis zu 2 kWh Strom und 2 kWh Wärme (nach Abzug der Prozesswärme) erzeugen.

Je nach verwendeter Ausgangssubstanz (Güllearten) lassen sich unterschiedliche Gasausbeuten ermitteln (Tabelle 2.3.3-3). Die Faulzeiten liegen hier bei mindestens 20 Tagen, und mesophilen Betriebstemperaturen (25-35°C Reaktortemperatur). Tatsächlich können die realen Ausbeuten in ungünstigen Fällen bis unter 50% der angegebenen Werte fallen.

Tabelle 2.3.3-3. Optimale Gasausbeuten und Methangehalte bei verschiedenen Gülle- und Mistarten (Done & Loll 1996)

Großvieheinheit 1 GV = 600 kg	Brutto m ³ Gas·GV ⁻¹ ·d ⁻¹	Netto ¹⁾ Ø m ³ Gas·GV ⁻¹ ·d ⁻¹	CH ₄ Gehalt (%)	m ³ Gas·m ⁻³ Gülle
Rind	1,5	1	60	20-30
Mastschwein	1,8	1	65	25-35
Zuchtschwein	1,8	1	65	25-30
Legehennen	2	1,5	70	30-40
1kg zugeführte org. Masse	0,3 m ³ Gas·kg ⁻¹	0,2 m ³ Gas·kg ⁻¹	55-70	

Anmerkung: (1) bis zu 40% Prozessenergiebedarf

In Österreich stehen pro Jahr 26,25 Mio. t landwirtschaftlicher Dünger und außerlandwirtschaftliche Rohstoffe zur Verfügung. Davon entfällt der größte Teil (18,17 Mio. t pro Jahr

bzw. 69,2%) auf landwirtschaftlichen Dünger in Form von Festmist, Gülle und Jauche. Der Rest (8,08 Mio. t pro Jahr bzw. 30,8%) besteht aus vergärbaren außerlandwirtschaftlichen organischen Reststoffen. Hier wiederum tragen Fäkalien aus Klärgruben und Klärschlamm aus kommunalen, gewerblichen und industriellen Kläranlagen den größten Teil dazu bei (7,6 Mio. t/a bzw. 28,8%). Küchen- und Speiseabfälle sind von untergeordneter Bedeutung. Bei einem Wirkungsgrad von 28% elektrisch bzw. 58% thermisch, lassen sich insgesamt durch die Vergärung etwa 1.350 GWh a^{-1} elektrischer Strom und 1.390 GWh a^{-1} Wärme produzieren. Auf landwirtschaftliche Rohstoffe entfallen dabei 80% und auf außerlandwirtschaftliche organische Rohstoffe 20%. Von großem ökologischen Vorteil ist dabei, dass Biogas CO_2 -neutral verbrannt wird und deshalb nicht zu einem klimaschädigenden Anstieg des CO_2 -Gehaltes in der Atmosphäre führt. Gleichzeitig wird eine Minderung der CO_2 -Emissionen, durch die Substitution von Strom und Wärme durch den Einsatz von Blockheizkraftwerken, bewirkt.

2.3.4 Landwirtschaftliche Nutzung des Gärrestes

Bei der Methangärung wird ein Grossteil (rund 90 %) des eingebrachten biologisch abbaubaren Kohlenstoffs in Biogas umgewandelt. Der Rest wird zu bakterieller Biomasse umgebaut. Diese Biomasse bildet gemeinsam mit dem nicht abbaubaren Anteil des Substrats den sogenannten Gärrest. Je nach Herkunft des Ausgangsmaterials wird bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen häufig zwischen Biogasgülle (ausschließlich Ausgangsmaterialien aus der land- und forstwirtschaftlichen Urproduktion) und Gärrückständen (organische Reststoffe als Ausgangsmaterial geeignet für Biogasanlagen im Sinne der stofflichen Verwertung) unterschieden (BMLFUW, 2001).

Zusätzliche positive Umweltaspekte bei landwirtschaftlicher Verwendung des Gärrestes (siehe auch Abb. 2.3.4-1):

- Reduktion krankheitserregender Keime und Unkrautsamen, dadurch verringerter Biozid und Herbizid-Einsatz.
- Verbesserte Fließfähigkeit und Pflanzenverträglichkeit der Gülle.
- Deutliche Reduktion der geruchsbildenden Substanzen.
- Verbesserung der unmittelbaren Stickstoff-Düngewirkung durch Erhöhung des Ammoniumstickstoff-Gehaltes.
- Durch die Biomethanisierung lassen sich unkontrollierte Methanemissionen, die während der Wirtschaftsdüngerlagerung entstehen würden, verhindern.

Durch das bessere C/N-Verhältnis kann die ausgegorene Gülle mineralischen Stickstoffdünger vollständig ersetzen und bietet so ein Einsparungspotential an CO_2 -Emissionen für Mais von ca. 450 kg/ha CO_2 -Äquivalente, Gerste ca. 200 kg/ha, Weizen ca. 374 kg/ha da bei der Erzeugung von 1kg mineralischem Stickstoff die Umwelt mit 2,6 kg CO_2 belastet wird.

Der höhere Ammonium-Gehalt von Biogasgülle erfordert den Einsatz emissionsarmer Ausbringtechniken (z.B. Schleppschlauchverteiler) und eine noch strenger am Pflanzenbedarf ausgerichtete Ausbringung in der Vegetation. Im Gegenzug allerdings ist auch mit einem erhöhten Düngewert der Gülle zu rechnen. Dadurch kann Mineraldünger und damit Geld eingespart werden.

Die Düngemittelherstellung ist mit klimarelevanten CO_2 -Emission verbunden, die durch Einsparung mineralischer Dünger vermindert werden können. Deckt man den N-Bedarf anstelle von mineralischem Stickstoff mit Biogasgülle so entsteht daraus ein erhebliches Einsparungspotential an CO_2 -Emissionen (Puchas, 2003).

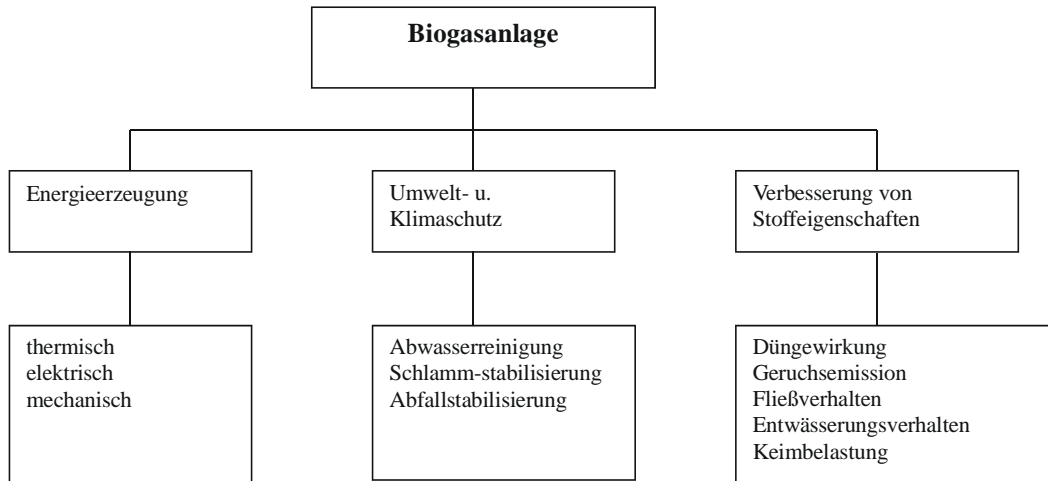


Abbildung 2.3.4-1. positive Aspekte der Biogastechnologie (Weiland, 1996)

2.3.5 Substratquellen für Biogasanlagen

Jede organische Substanz, die von Mikroorganismen umgesetzt werden kann, ist für die Biogasgewinnung verwendbar. Rohstoffe kommen aus der Landwirtschaft und aus gewerblichen bzw. industriellen Quellen (siehe Tab. 2.3.5-1 und Abb. 2.3.5-1).

Tabelle 2.3.5-1. Rohstoffe und Abfälle als Substrate für Biogasanlagen

Landwirtschaftliche Rohstoffe	Gewerbliche Abfälle	Industrieabfälle
Gülle	Bioabfall	Proteinreiche Industrieabwässer
Mist	Speisereste	Kohlenhydratreiche Industrieabwässer
Mais/ Maissilage	TKV-Abfälle	Fettabscheiderrückstände
Gras / Grassilage	Schlachthofabfälle	
Sonnenblumen	Fette	
Sonstige Energiepflanzen	Obst- und Gemüseabfälle	
	Klärschlamm	
	Kompost	

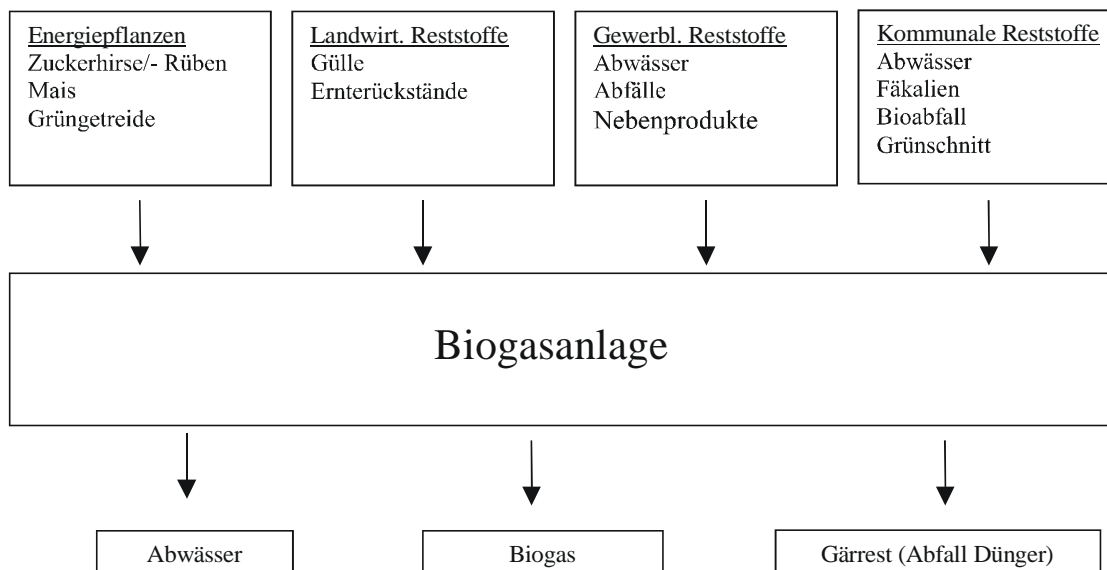


Abbildung 2.3.5-1. Ein- und Ausgangsstoffe von Biogasanlagen, adaptiert nach Weiland 1996.

Abbi

2.3.6 Reaktortypen

2.3.6.1 Nassvergärung

2.3.6.1.1 Rührkesselreaktor

Zylindrische Bauweise, im Reaktorraum ist ein Rührwerk installiert, um die Ausbildung einer Schwimmdecke zu vermeiden. Die Beschickung mit Substrat erfolgt kontinuierlich. Stand der Technik sind Speicherdurchflusssysteme auf Basis eines gasdichten Güllelagers und Speicherdurchflusssysteme mit Nachgärbehälter (**Abbildung 2.3.6.1-1**).

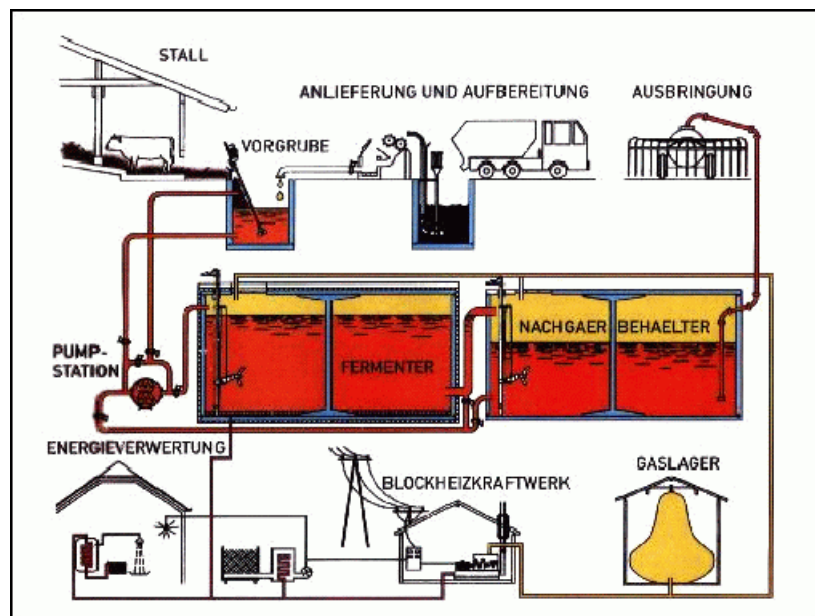


Abbildung 2.3.6.1-1. Schema eines Rührkesselreaktors mit Nachgärbehälter (Arge Biogas/BOKU)

Im ersten Fall werden schon vorhandene Betongüllelager zu einer Biogasanlage umgebaut, wobei die Speicherung und die Gärung in einem Behälter stattfinden.

Bei einem Speicherdurchflusssystem mit Nachgärbehälter wird sowohl der Fermenter als auch der Nachgärbehälter aus Beton oder aus Stahl hergestellt.

Das Volumen des Bioreaktors ist bei dieser Bauweise sehr variabel, von wenigen Kubikmetern bis hin zu mehreren tausend Kubikmetern sind möglich (bis zu 4.000 m^3). Der Betrieb ist sowohl im mesophilen (25°C bis 35°C) als auch im thermophilen (49°C bis 60°C) Bereich möglich. Das setzt ein funktionstüchtiges Heizungssystem im Reaktor voraus.

Auf Grund der oftmaligen Durchmischung des Substrates, kann es dazu kommen, dass einzelne Bakteriengruppen suboptimale Bedingungen vorfinden. Dieses Manko wird jedoch durch die relativ lange Verweilzeit des Substrates im Reaktor wieder ausgeglichen. Es kommt durch die längeren Verweilzeiten zu einem gewissen Verdünnungseffekt.

2.3.6.1.2 Rohrfermenter

Bei dickflüssigen Substraten oder solchen mit hohen Störstoffanteilen leistet der Rohrfermenter gute Arbeit.

Es handelt sich dabei um Reaktoren in liegender, z. T. geneigter röhrenförmiger Bauweise, aus Stahl oder Beton. Das Volumen reicht je nach Bauart von 50 m^3 bei Stahlbau bis 300 m^3 bei Spannbetonbauweise (**Abbildung 2.3.6.1-2**).

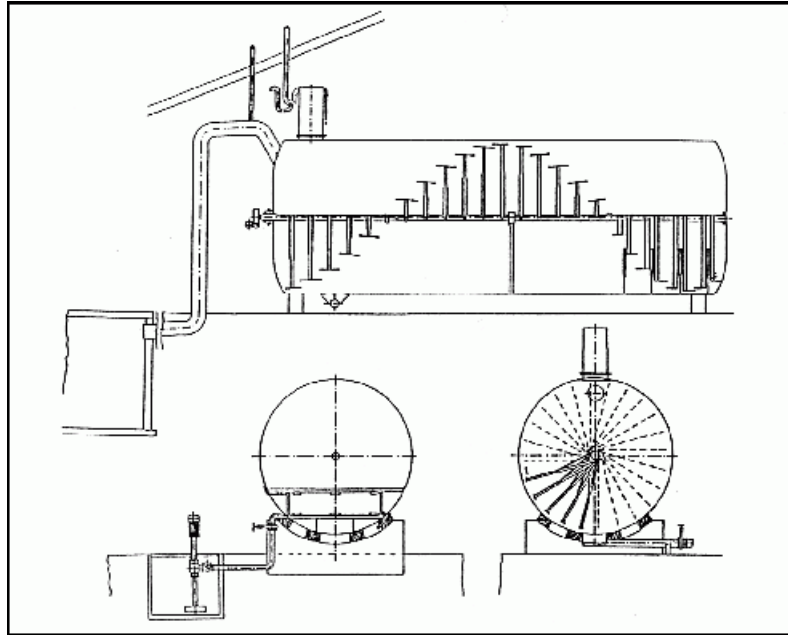


Abbildung 2.3.6.1-2. Rohrreaktor (Quelle Fachverband Biogas e. V.)

Mit zunehmendem Substratfeststoffgehalt verringert sich die Durchmischung des gesamten Reaktorinhaltes. Vor allem bei größeren Reaktoren kann es zum pfropfenförmigem Durchwandern des Gärsubstrates durch den Reaktor (Plug-Flow) kommen. Üblicherweise weisen Rohrfermenter ein Durchmesser/Längen Verhältnis von 1:5 bis 1:10 auf, und ähneln, je nach Substrat und dem Vorhandensein einer Mischvorrichtung, den Rührkesselreaktoren. Die Beschickungspumpe bestimmt hier die Menge und die Geschwindigkeit des Durchwanderns des Fermenters.

Da sich die relative Entmischungsgeschwindigkeit des Substrates mit abnehmendem Feststoffgehalt erhöht, sind Rohrfermenter für die Behandlung dünnflüssiger Substrate und organisch belasteter Abwässer eher nicht geeignet. Die Mischvorrichtung ist ein sog. axial angeordnetes Haspelrührwerk, wodurch die Substratfließrichtung vorgegeben wird. Die Bildung von Schwimm- oder Sinkschichten kann durch das Rührwerk ausgelöste kleine Strömungsturbulenzen verhindert werden. Im Rührwerk kann auch die Heizung integriert werden. Manche Reaktoren werden aber auch in Doppelmantelbauweise erzeugt und somit die Temperatursteuerung ermöglicht.

2.3.6.1.3 Zweikammersystem

Wenn die Menge des zu verarbeitendem Substrates die Größe des Reaktors bestimmen soll, ist das Zweikammersystem eine gute Alternative zu den bisher genannten Reaktortypen. Hier ist kein mechanisches, sondern ein mit Gasdruck betriebenes pneumatisches Rührwerk in Verwendung. Mit dem Zweikammersystem lassen sich die folgendenden Abfallarten behandeln: Klärschlamm, Gülle, organischer Hausmüll, Schlachtabfälle, feststoffhaltige Abwässer, organische Industrieabfälle.

Das Verfahren weist zwei Gärbehälter auf, wobei die tieferliegende Hauptgärkammer mit dem darüber liegenden Nachgärraum durch kommunizierende Schächte in Verbindung steht. Eine Gasleitung verbindet die beiden Funktionsräume. Aus der Nachgärkammer wird das produzierte Gas über eine weitere Leitung dem Gaslager und anschließend der Verwertung zugeführt. Wenn nun der Gasabgang aus der Hauptkammer gestoppt wird, verdichtet sich das freiwerdende Gas und drückt dabei den Spiegel der Gärmasse nach unten. Dadurch wird die verdrängte Gärmasse in die darüber liegende Nachgärkammer gedrückt. Beim nachfolgendem Mischvorgang wird nun die sedimentierte aktive Biomasse in die

Hauptkammer zurückgespült. Dadurch kommt es zu einer Anreicherung der Biomasse im Fermenter, was die Abbauleistung erhöht. Solange die Korngröße des verwendeten Substrats nicht zu groß ist, können sich durch das ständige Mischen auch keine Schwimmdecken bilden.

2.3.6.1.4 UASB Reaktor

Beim UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Reaktor bilden sich Schlammflocken um und auf Sandkörnern. Diese Granula sinken an sich aufgrund des hohen spezifischen Gewichtes zu Boden. Wenn aber die Strömungsgeschwindigkeit im Reaktor groß genug ist, wird das Schlammbett fluidisiert und die Partikel entsprechend ihrem spezifischen Gewicht in Schwebelage gehalten. Da der Reaktor in diesem Fall von unten nach oben durchflossen wird, ist der Platzbedarf sehr gering. Die Mikroorganismen wachsen auf einem Pelletbett auf. Der hohe Abbaugrad wird durch ein Trennsystem zur Biomasserückhaltung erzielt. Aufgrund seiner hohen Abbauleistungen wird der UASB-Reaktor besonders zur Reinigung von Industrieabwässern häufig verwendet. So etwa in der Obst- und Gemüseverwertung, Hefeindustrie, Alkoholproduktion, Brennereien, Kartoffelverwertung oder Zuckerindustrie.

2.3.6.1.5 CSTR-Reaktor

Dieser Reaktor ist ebenfalls ein Rührkesselreaktor, wobei die entstehende Suspension nach der Vorbehandlung in einen Faulurm gepumpt wird, welcher mit einem Rührwerk ausgestattet ist. Bedingung für die Verwendung dieser Art von Reaktoren ist, dass das verwendete Substrat in suspensierter Form vorliegt. Damit ist dieses Verfahren primär geeignet zur Behandlung von Klärschlamm, Gülle, organischem Hausmüll, Schlachtabfällen und organischen Industrieabfällen. Der CSTR ist der am häufigsten eingesetzte Reaktortyp.

2.3.6.1.6 Festbett-Reaktoren

Beim Festbettreaktor (=Anaerobfilter) ist der vorhandene Biofilm auf einem stationärem Trägermaterial immobilisiert. Dadurch wird die Wachstumsrate von der Verdünnungsrate entkoppelt. Deshalb eignet sich dieser Reaktor auch gut für die Verarbeitung von dünnflüssigem Substrat. Die Biomasse bleibt also auch bei hoher hydraulischer Belastung (Verdünnungsrate) im System. Methanbildende Bakterien haften auf einem Festbett (besteht aus Schüttung aus Kunststoff, Tonringe, Blähton, etc.).

Um eine bessere Reinigung des verwendeten Substrates zu erreichen, oder aber auch um eine höhere Gasausbeute zu erzielen sind die verschiedenen Reaktortypen, bzw. die unterschiedlichen Verfahrenstypen auch in Kombination anwendbar, z.B. ein UASB Reaktor gefolgt von einem aeroben Reaktor (Quian 2000).

2.3.6.1.7 Faulgruben

Nicht außer Acht zu lassen sind jedoch auch Reaktoren eher einfacher Bauweise, wie sie z.B. in China, Taiwan oder Indien schon Jahrzehnte in Verwendung sind (Braun, 1982). Dabei handelt es sich meist um einfache Becken oder offene Tanks, in denen das zu vergärende Substrat gesammelt wird. Ursprünglich wurde das dabei entstehende Gas vorerst nicht verwertet, erst später wurde es zur Heizung der Faulräume verwendet. In China ist die häufigste Bauweise eine kugelförmige bzw. elliptische, in Erdbauweise mit Ziegeln gemauerte Faulgrube, wobei das Volumen meist zwischen 8 bis 13 m³ liegt. Die Befüllung mit einem Gemisch aus menschlichen und/oder tierischen Exkrementen, zellulosehaltigen

Abfällen, Gras und Wasser erfolgt grundsätzlich nur 2x im Jahr. Bei nachlassendem Gasdruck wird zusätzlich alle 3- 10 Tage weiteres Substrat zugeführt. Pro m^3 Faulraum entstehen dabei 0,1 bis 0,2 m^3 Gas täglich. Die Indischen Faulgruben folgen dem gleichen Bauprinzip, und haben zusätzlich einen integrierten, bzw. einen externen Gasspeicher. Außerdem sind die Reaktoren mit oder ohne Heizung, bzw. mit einem Rührwerk oder ohne solches erhältlich.

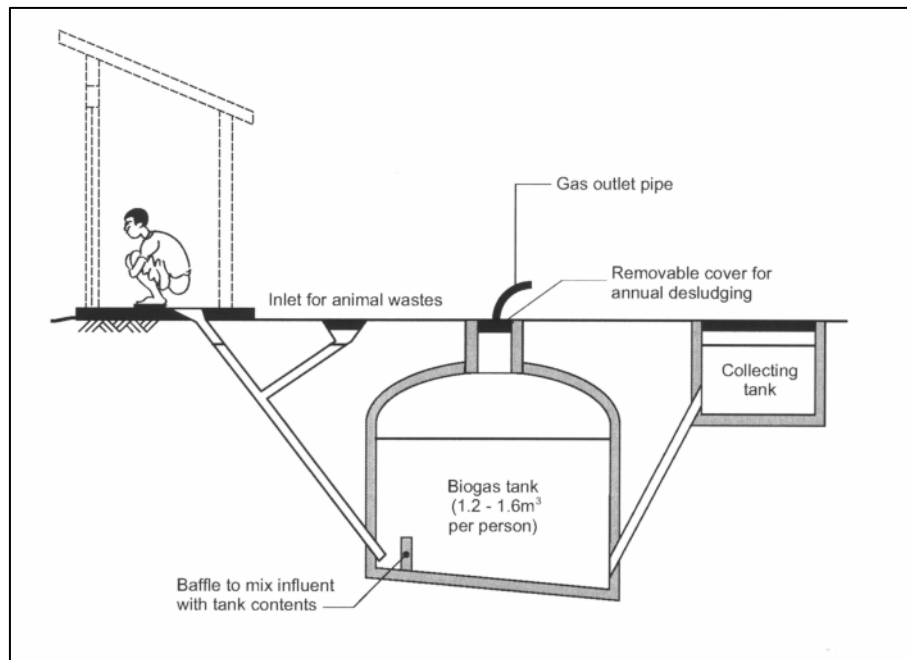


Abbildung 2.3.6.1-3. Faulgrube mit Latrine nach chinesischem Vorbild (Reed und Shaw, 1992)

Im Gegensatz zur chinesischen Methodik, werden die indischen Faulgruben täglich mit einem Gemisch aus Wasser und Kuhmist beschickt. Bei einer Verweilzeit von 25 Tagen werden Gasausbeuten von $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ erzielt (Braun 1982, Dohne und Loll, 1996). Das Volumen hier beträgt üblicherweise rund 1,2 – 1,6 m^3 pro Benutzer, also etwa 4 bis 30 m^3 (Tabelle 2.3.6.1-1.). Diese vergleichbar einfachen Biogasanlagen entsprechen jedoch nicht den hohen sicherheitstechnischen und hygienischen Standards Österreichs und der EU.

2.3.6.1.8 Baffle Tank-Reaktor (Tauchwandreaktor)

Das Grundprinzip des sog. Baffle Tank-Reaktors, der technologisch eigentlich aus dem Bereich der Klärbecken stammt, ist die Ausnutzung von Dichteströmungen in einem Behälter. Der Grund für die Ausbildung von Dichteströmungen liegt bei zentral beschickten Reaktoren darin, dass der dichtere (schwerere) Strom an verschmutztem Einlaufwasser auf den Beckenboden absinkt. Dabei setzen sich die schweren Inhaltsstoffe ab, weniger dichtes Abwasser wird über den Überlauf in die nächste Kammer gedrängt, wo es wiederum zu Boden sinkt und das leichtere Abwasser verdrängt (Abbildung 2.3.6.1-4). Schaltet man mehrere Element in Serie, kommt es zur Klärung des Abwassers. Anzahl und Dimensionen der Strömungsleitbleche hängt von den Dichteunterschieden und der hydraulischen Beschickung ab.

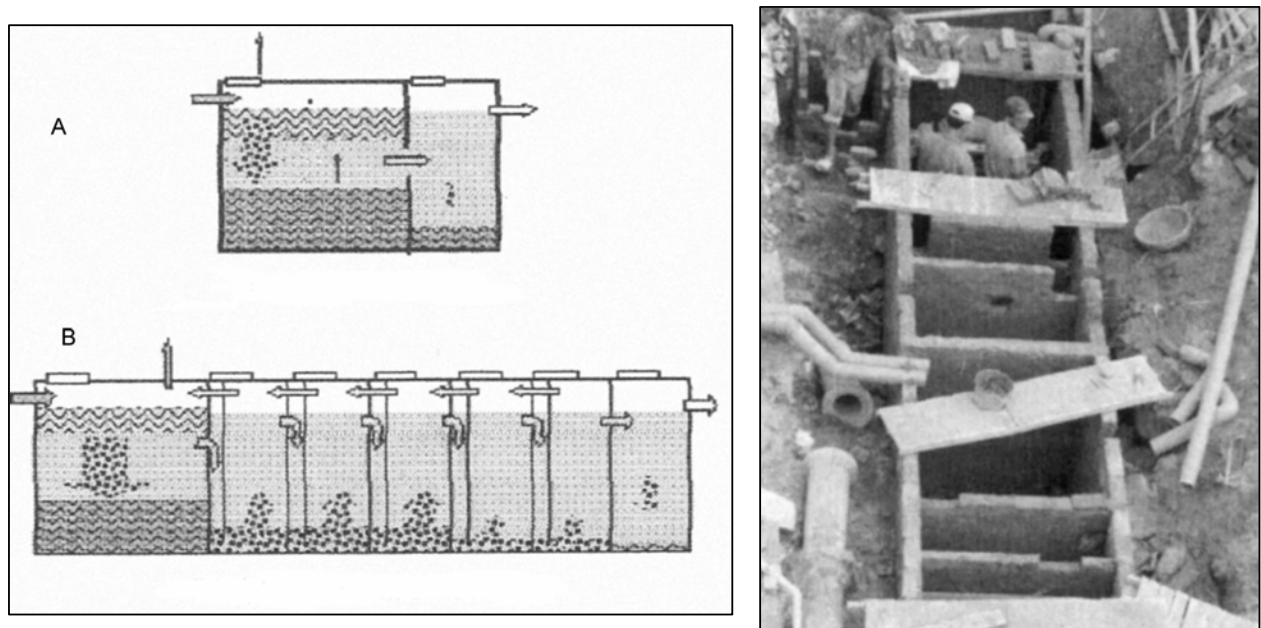


Abbildung 2.3.6.1-4 (links): Verfahrenschema des Baffle Tank-Reaktor (B); darüber zum Vergleich ein Septischer Tank (A) (Anh et al., 2002)

Abbildung 2.3.6.1-4 (rechts): Errichtung eines Baffle Tank-Reaktors mit einfachsten Mitteln in Hanoi, Vietnam (Morel und Koottatep, 2003)

Interessant ist, dass diese Art von Reaktor eine Pfropfenströmung bewirkt, was den unbeabsichtigten Austrag unbehandelten Material minimiert und damit das Hygieneproblem verringert.

2.3.6.1.9 Hybrid Baffled Tank-UASB-Reaktor

Forscher der Universität Bogota entwickelten und demonstrierten einen Hybridreaktor der relativ hohe Abbauleistung (70% CSB-Abbau) selbst bei niederen Temperaturen (13 – 20°C) aufweist (Journey und McNiven, 1996). Wie beim Baffle Tank- Reaktor zwingen abwechselnd Tauchwände die flüssige Phase des Abwassers durch die am Boden abgesetzte Biomasse hindurch. Dadurch wird einerseits das Schlammbett fluidisiert und andererseits ein inniger Kontakt der Biomasse mit dem Abwasser gewährleistet. Als letzte Stufe dient ein UASB-Reaktor, der wirkungsvoll Biomasse von Grauwasser und Biogas trennt. Der Vorteil der Anlage ist, dass sie ohne mechanische Rührung oder eine Pumpe auskommt, die Durchmischung erfolgt rein hydraulisch.

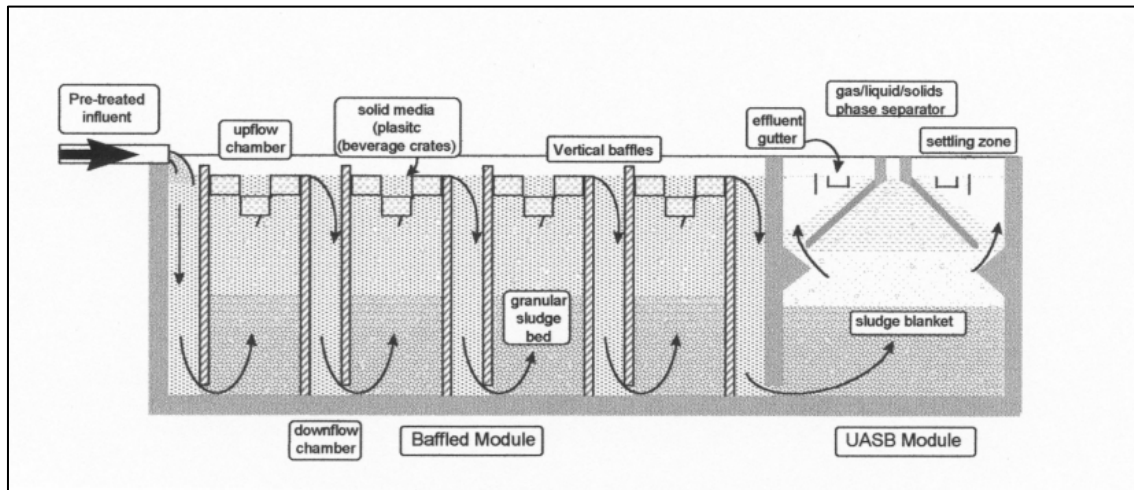


Abbildung 2.3.6.1-5. Hybrid Baffled Tank – UASB-Reaktor (Journey und McNiven, 1996)

Wie beim Baffle Tank Reaktor gilt: da es sich nicht um einen vollständig durchmischten Reaktor handelt, kann die Aufenthaltszeit des Materials relativ gut eingehalten werden. Da mit steigender Aufenthaltszeit die Zahl der Pathogenen sinkt, verringert diese Art von Betriebsweise die Hygieneproblematik.

Tabelle 2.3.6.1-1. Reaktortypen bei der Nassvergärung

Reaktortyp	Bauform	Beschickung	Volumen m ³	Betriebstemperatur	Verweilzeit	Raumbelastung ¹⁾ kg TS·m ⁻³ ·d ⁻¹	Gasausbeute m ⁻³ ·m ⁻³ ·d ⁻¹	Substrat
Rührkessel	stehend	kontinuierlich	bis 4000	Mesophil	15-40d	0,5-4	0,25-2	dünnflüssige Gülle
	zylindrisch			Thermophil				
Rohrfermenter	liegend	kontinuierlich	50-150	Mesophil	10-35d	1 bis 10	0,5-5	Dickflüssige Abfälle
	zylindrisch			Thermophil				
Zweikammersystem	stehend	kontinuierlich	variabel	Mesophil	n.b.	n.b.	n.b.	Gülle, Klärschlamm, org. Hausmüll
	zylindrisch			Thermophil				Gülle, Klärschlamm, org. Hausmüll
UASB	stehend	kontinuierlich	bis 1300	Mesophil	5-24h	4 bis 45	2 bis 25	Industrieabwässer
	zylindrisch			Thermophil				
Anaerob Filter	stehend	kontinuierlich	500-3000	Mesophil	h-d	1 bis 30	0,5 bis 15	Dünnflüssige Abwässer
	zylindrisch			Thermophil				
Faulgruben	liegend	batch/kont.	4 bis 30	Mesophil	25d	-	0,1 bis 0,4	Gülle, Fäkalien
				Psychrophil				
Baffled Tank Reaktor	liegend	batch/kont.	variabel	mesophil	30	-	-	Fäkalien

Anmerkung: ¹⁾ = Bei steigender Raumbelastung sinkt der Methangehalt im Biogas, wird durch CO₂ ersetzt (Braun *et al.* 1996); n.b. = nicht bekannt.

2.3.6.2 Trockenvergärung

Im Gegensatz zur Nassvergärung hat sich die Trockenvergärung in Europa nicht sehr durchgesetzt. Bei dieser Verfahrensvariante kann der Trockensubstanzgehalt der Rohstoffe mehr als 25% betragen. Da aber organisches Material mit dieser Konsistenz nicht mehr pumpfähig ist, war es notwendig hierfür spezielle Technologien zu entwickeln. Bei der Trockenvergärung muss der Reaktor so ausgestaltet sein, dass darin Substrate mit TS-Gehalten bis zu 45 % vergoren werden können (Köttner & Kaiser 2001). Da in diesem Fall keine Pumpen und auch kein Rührwerk von Nöten ist, scheinen sie eine kostengünstige Alternative zu sein. Jedoch ist der manuelle Aufwand, um die Reaktoren zu beschicken zur Zeit noch relativ hoch.

2.3.6.2.1 *Schlauchfermenter*

Ähnlich der bei der Silage üblichen Technologie erfolgt die Befüllung in Schläuchen. Diese sind beheizt und isoliert, das entstehende Biogas wird direkt in ein BHKW eingeleitet. Die Befüllung erfolgt analog mit der bei der Silage üblichen Folientechnologie in Schläuchen (bessere Bezeichnung: Folientunnel). Der Feststoffgehalt des Substrates (Rindermist, Hühnerkot, Putenmist, Gras, Mais) kann 20 bis 40% betragen.

2.3.6.2.2 *Garagensystem*

Halbfeuchte, schüttfähige, stapelbare Substrate werden in garagenähnlichen Bauwerken eingelagert und zur Biogasproduktion eingesetzt. Hier sollten vor allem total trockene Biomassen eingesetzt werden, da diese bei der üblichen Lagerung von 4 Wochen nicht so stark an Volumen verlieren und dadurch nicht die Gasproduktion hemmen. Es sind aber auch Strauch und Grünschnitte einsetzbar. Das Verfahren läuft nach dem Batch - Prinzip ab, die Gärtemperatur liegt zwischen 70 und 80°C. Da das Substrat nicht in einen fließfähigen oder pumpfähigen Zustand übergeführt werden muss, entfällt das Rührwerk, was sich positiv auf die notwendige Prozessenergie auswirkt. In Reaktoren dieser Bauart sind Substrate mit einem Trockensubstanzgehalt von maximal 60% behandelbar. Der Gärprozess wird durch Besprühen mit Perkolatwasser aufrechterhalten.

Da es sich um eine einstufige Prozessführung handelt, laufen die verschiedenen Abbaureaktionen in einem Reaktor ab, was eine besondere Verfahrenstechnik erforderlich macht. Der im BHKW produzierte Strom wird zu Wechselstrom umgewandelt, für den Eigenverbrauch verwendet, der Rest wird in das Stromnetz eingeleitet.

2.3.6.2.3 *ANACOM - Fermenter (Anaerobic composting of manure)*

Die Vergärung läuft in diesem Fall trocken und kontinuierlich ab. Hauptsächlich werden Festmist oder andere trockene Substratmischungen verwendet. Mittels einer Kolbenpresse wird das Substrat in das Beschickungsrohr eingebracht. Nachdem sich dort das Material auf die gewünschte Temperatur erhitzt hat, wird es über einen Verteiler in den Gärbehälter befördert, in dem es sich von oben nach unten durch bewegt (down-flow). Nach der Gärung wird das Substrat mit Hilfe eines Kratzbodens und einer Förderschnecke aus dem Reaktor ausgeführt, und kann nun mit einem Miststreuer ausgebracht werden (Abbildung 2.3.6.2-1).

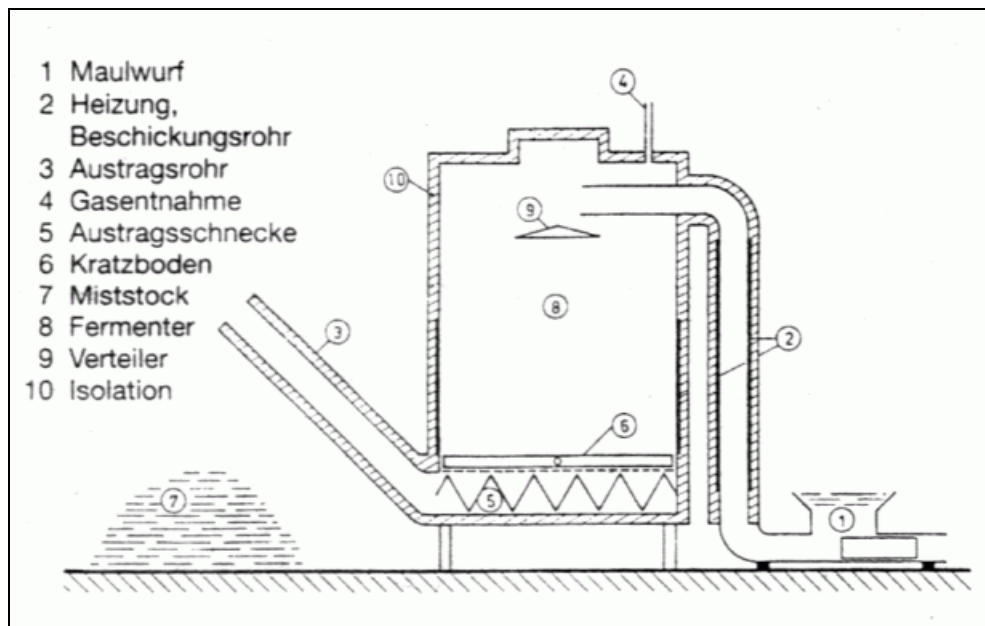


Abbildung 2.3.6.2-1. ANACOM- Fermenter

2.3.6.2.4 Gärkanal-Verfahren

Einstufiges Trockengärverfahren. Durch einen mit flüssigem Substrat gefüllten Fermenter wird das feste Substrat in Gitterboxen gezogen. Die flüssige Phase vermischt sich nun nicht mit den Feststoffen, sondern umströmt, bzw. durchströmt sie. Am Ende des Gärkanals wird die Gitterbox wieder aus der flüssigen Phase herausgehoben und kann abtropfen. (Netzwerk Ökoenergie Steiermark)

2.3.6.2.5 DRANCO-Verfahren (Dry Anaerobic Composting)

In einen stehenden Zylinder wird von oben das zu vergärende Substrat zugeführt. Dieses wird mit der Gärflüssigkeit vermischt und durchwandert den Reaktor nach unten. Eine externe Pumpe rezirkuliert die Gärflüssigkeit. Das vergorene Material wird schlussendlich am unteren Ende des Reaktors mittels eines Schneckenförderers ausgetragen (Abbildung 2.3.6.2-2).

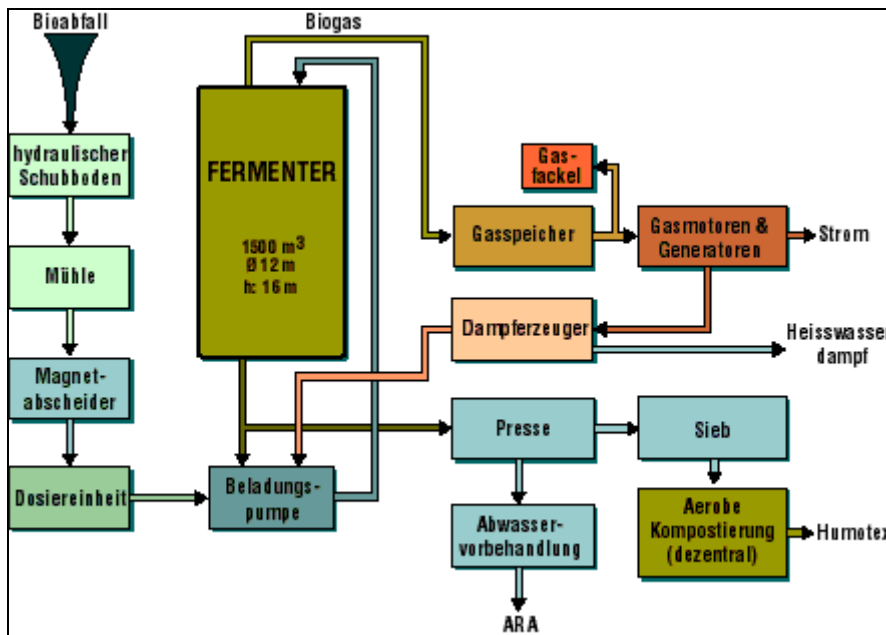


Abbildung 2.3.6.2-2. Dranco- Verfahren (Quelle Alpha Umwelttechnik)

2.3.6.2.6 Kompogas-Verfahren

Schneckenscheibenmühlen zerkleinern das vorhandene Material. Bei der anschließenden Zwischenlagerung im Bunker setzt bereits eine Erwärmung ein. Der liegende Fermenter wird vom Substrat kontinuierlich in Form einer Kolbenströmung durchwandert, welches durch ein horizontales Rührwerk durchmischt wird. Die Biogas-Gewinnung geschieht im thermophilen Temperaturbereich (**Abbildung 2.3.6.2-3**).

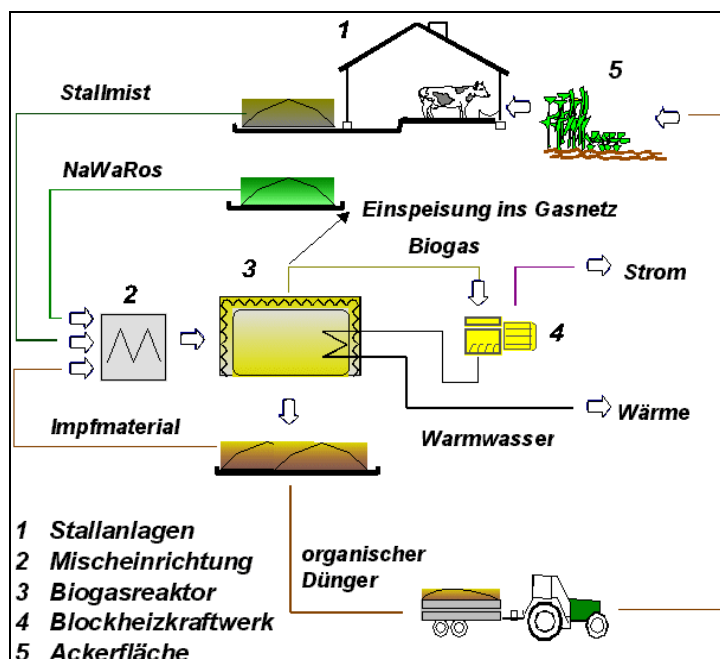


Abbildung 2.3.6.2-3. Kompogas-Verfahren (Quelle Graskraft)

2.3.6.2.7 ATF-Verfahren (Anaerobe Trocken-Fermentation)

Das ATF-Verfahren funktioniert ähnlich wie das ANACOM- System, organische Abfälle

werden anaerob in Kompost und Biogas verwandelt. Das Substrat- mit einem TS- Gehalt von 35 bis 50% wird ohne Zugabe von Wasser umgesetzt. Die Durchwanderung des Reaktors erfolgt von oben nach unten in Form eines kontinuierlichen Pfropfenstromes, wobei die Verweilzeit 15 bis 25 Tage beträgt. Im Anschluss daran erfolgt noch eine 1 bis 2 monatige Nachrotte. Das ATF-Verfahren ist nicht als reine Vergärungstechnik entwickelt worden, sondern versteht sich als Ersatz für die Intensivrotte einer Kompostierung.

2.3.6.2.8 3-A-Verfahren (Aerob-Anaerob-Aerob)

In Mietenform bzw. einem Flachlager wird das zu behandelnde Substrat offen abgelegt, zuerst aerob kompostiert, dann anaerob vergoren und schlussendlich aerob nachkompostiert. Es handelt sich also um ein mehrstufiges Trockenfermentationsverfahren. Wie beim ATF-Verfahren kommt es zu einer Vorerwärmung des zu behandeltem Materials, nach diesem exothermen Prozess wird jedoch Perkulationsflüssigkeit zugeführt, welche anaerobe Bedingungen erzeugt. Nach etwa 60 bis 70 Tagen ist die Biomethanisierung beendet und es wird erneut Luft zur aeroben Nachrotte zugeführt. Problematisch ist bei diesem offenen Verfahren, dass Emissionen auftreten. Diese führen einerseits zu einer Geruchsbelästigung und haben andererseits auch klimatologische Auswirkungen. Abhilfe schafft man sich dadurch, dass das Biogas mit Unterdruck abgesaugt wird, damit es nicht unkontrolliert entweichen kann (Köttner & Kaiser 2001).

2.3.7 Diskussion zur Qualität des Gärrests

2.3.7.1 Hygienische Betrachtungen

Ergänzend zu den hygienischen Untersuchungen in Kap. 4.1, sollen hier eine für die landwirtschaftliche Verwertung von Gärrest, aus Biogasanlagen die Fäkalien mitfermentieren, spezifische Betrachtungen erfolgen.

Prinzipiell dürfen in Österreich Gärreste aus Anaerobanlagen auf Felder aufgebracht werden, wenn in 50 g Nasssubstanz keine *Salmonella*, nicht mehr als 5000 *Enterobacteriaceae* und keine gefährlichen Wurmeier enthalten sind (BFL 2001). Tab. 2.3.7.1-1 gibt einen Überblick über generelle Abbauraten verschiedener pathogener Bakterien.

Wenn man nun die Daten verschiedener Hersteller in Hinblick auf die Hygienisierung betrachtet zeigt sich, dass z. T. nur sehr vage Angaben gemacht werden (Tab. 2.3.7.2-2). Genauere Untersuchungen zu diesem Thema sind rar.

Falls nun Fäkalien einen Teil des Ausgangsmaterials für die anaerobe Reinigung darstellen, kann die sichere Einhaltung der o.a. Grenzwerte in der Regel nur durch eine aerobe Nachbehandlung (Kompostierung) erreicht werden.

Tabelle 2.3.7.1-1. Abbauraten verschiedener pathogener Bakterien und Indikator Bakterien in Biogasanlagen und Speichertanks (adaptiert nach Colleran 2000).

Bakterien	Speichertank		Biogasanlage	
	6-15°C	18-21°C	35°C	53°C

	T ₉₀ * Wochen	T ₉₀ * Wochen	T ₉₀ * Tage	T ₉₀ * Stunden
<i>Salmonella typhimurium</i>	5,9	2	2,4	0,7
<i>Salmonella dublin</i>	-	-	2,1	0,6
<i>E.coli</i>	8,8	2	1,8	0,4
<i>Clostridium perfringens</i>	Keine Reduktion	Keine Reduktion	Keine Reduktion	Keine Reduktion
<i>Bacillus cereus</i>	-	-	Keine Reduktion	Keine Reduktion
<i>Staphylococcus aureus</i>	7,1	0,9	0,9	0,5
<i>Mycobacterium paratuberculosis</i>	-	-	6	0,7
Coliforme Bakterien	9,3	2,1	3,1	-
Streptokokken Gruppe D	21,4	2,7	7,1	-
<i>Streptococcus faecalis</i>	-	-	2	1

* T₉₀ bedeutet die Zeit die verstreicht bis die ursprüngliche Bakterienzahl um 90% abgenommen hat.

2.3.7.2 Schwermetalle

Die Keimzahl der pathogenen Mikroorganismen sowie die Konzentration mancher pharmazeutischer Rückstände können bis zu einem gewissen Grad reduziert oder abgebaut werden, Schwermetalle jedoch sind im Kompost (und damit im Faulschlamm als Ausgangsmaterial für eine Kompostierung) problematisch, da sie nicht abbaubar sind (BFL 2001, Schönning *et al.*2003). Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen in Biogasgülle bzw. Gärresten sind in Tab. 2.3.7.2-1 angeführt.

Tabelle 2.3.7.2-1. Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen für Biogasgülle/Gärrückstand in mg·kg⁻¹ TS (gemäß Düngemittelverordnung DMVO für Düngemittel mit mehr als 20% OS i.d. TM), (BFL 2001).

Schwermetall	Grenzwert mg·kg ⁻¹ TS
Blei	150
Cadmium	1
Chrom	100
Kupfer	-
Nickel	60
Quecksilber	1
Zink	-

Von Stoffen, die der menschlichen oder tierischen Ernährung dienen, bzw. aus Rohstoffen derselben bestehen, geht jedoch keine besondere Schwermetallbelastung aus, da Exkrete ungefähr den selben Gehalt an Schwermetallen wie die Nahrung selber haben und deshalb **kein prinzipiell erhöhtes Risiko besteht** (BFL 2001, Jönsson 2003).

Tabelle 2.3.7.2-2. Firmenangaben für den Bereich Hygiene (adaptiert nach Strauch 1996). A = mesophil, B = thermophil, KWA = Keine weiteren Angaben

Verfahren	Hygiene
AN- Anaerobverfahren	mesophil: 33-35°C 2-4 Tage; thermophil: 65°C 1 Std.
IMK- Verfahren	2-stufig aerob (70°C), anaerob (mesophil oder thermophil, 10-12 Tage). Durch hohe Temperaturen bei Intensivrotte vollständige Hygienisierung.
Kompogas	thermophil: 55°C ca. 15-20 Tage
DBA-WABIO- Verfahren	Nach mesophil (14-18 Tage) Erhitzung auf 70°C ca. 30-60 Minuten
Plauener-Verfahren	1. Stufe 8-12°C, pH: 3,5-4, 3-5 Tage; mesophil: 30-35°C, 8-12 Tage
ATF- Verfahren	mesophil oder thermophil 15-25 Tage; nur mesophil, dann Nachrotte 70°C 4-8 Wochen
HERHOF- Anaerob- Aerob- Verfahren	1. Stufe aerob 55°C 1-2 Tage; 2. Stufe anaerob 35°C ?Tage; 3. Stufe aerob 65°C 3 Tage, insgesamt 7-10 Tage
Linde- KCA- Verfahren	mesophil 32-37°C bzw. thermophil 55-59°C (Teilhyg.), 12-18 Tage; hyg. Nachrotte; Co-Ferment. Gülle + hyg. Bioabfall in Referenzanlage
BTA- Verfahren	Vorbehandlung 70°C 1 Stunde falls keine Nachkompostierung – mesophil 35-37°C 14-16 Tage; Nachkompostierung In Boxen 7-10 Tage
DRANCO- Verfahren	thermophil 50-55°C, 15-30 Tage Teilhyg.; Nachkompostierung 10-15 Tage, 60°C 4-5 Tage „werden erwartet“
PAQUES- Prethane- Biopaq- Verfahren	Mesophil-1 35-40°C ?Tage ; mesophil-2 35-38°C 12-24 Std.; insgesamt 3-5 Tage Nachkompostierung In Rottezellen 55-60°C 3-4 Tage
BIOSTAB- Verfahren	mesophil 30-35°C; thermophil kann eingesetzt werden: 60°C 18-20 Tage „es werden alle Anforderungen der Hygieneverordnung erreicht“
UHDE- Schwarting- Verfahren	thermophil 55°C „ mehrere Tage (etwa 7) hygienisiert“
Biocomp- Verfahren	mesophil 35-40°C ?Tage; thermophil 55°C 2 Wochen; Nachkompostierung 75°C 4 Wochen Hygienisierungspflichtige Substanzen vor Behandlung auf 70°C für 30 Min. erhitzt
VALORGA- Verfahren	mesophil 37-40°C 24 Tage, thermophil ist möglich, oder aerobe Nachbehandlung 60°C 14 Tage oder thermische Nachbehandlung zur Hygienisierung
Bauer Kompost GmbH- BRD	thermophil 15-20 Tage
BEA GmbH- BRD	Pasteurisierung 70°C mindestens 1 Stunde
BWSC A/S- Dänemark	thermophil 50-55°C 15 Tage; Vorpast. Bei Bedarf 70°C 1 Stunde gesamte Biomasse „nachhygienisiert.“ 55°C für 4 Stunden
INNOVAS GbR- BRD	Seuchenhygienisch bedenkliches Material über Hygienisierungsstation im Annahmehbereich; Keine weiteren Angaben
NOVATECH GmbH- BRD	„Betonfermenter mit Hygienisierung“ ; Keine weiteren Angaben

2.3.8 Technisch mögliche Optionen

Nach Sichtung und Bewertung der verfügbaren Verfahren und technischen Realisierungsmöglichkeiten, sowie in Anbetracht der äußerst geringen Mengen an Fäkalien und Exkrementen die in den Modellgemeinden anfallen (siehe Tab. 2.3.8-1), erscheinen lediglich drei Verwertungsvarianten als möglicherweise realisierbar.

Tabelle 2.3.8-1. Anfallende Abwasser- und Fäkalienmengen in den betrachteten Gemeindegebieten

Gemeinde	Bundesland	Betroffene Einwohner	Fäkalienmenge (t) pro Jahr	Fäkalienmenge (kg) pro Monat	Fäkalienmenge (kg) pro Tag	CSB (g/d)	CSB (mg/l)	BSB5 (g/EW.d)	BSB (mg/l)	Abwassermenge (150l/EW.d)	Schwebstoffe (G/EW.d)
Wallsee	NÖ	100	6	500	17	12.000	60.000	6.000	30.000	15.000	7.000
Oberneukirchen	OÖ	75	4	350	12	9.000	45.000	4.500	22.500	11.250	5.250
Gafflitz	OÖ	40	3	200	7	4.800	24.000	2.400	12.000	6.000	2.800
Zwettl	NÖ	200	11	900	30	24.000	120.000	12.000	60.000	30.000	14.000
Weissenkirchen	NÖ	8	1	40	1	960	4.800	480	2.400	1.200	560
Furth a.d. Triesting	NÖ	10	1	50	2	1.200	6.000	600	3.000	1.500	700
Weißbach a.d. Enns	Stmk.	60	3	270	9	7.200	36.000	3.600	18.000	9.000	4.200

Option 1: Einbringen in bestehende Biogasanlage:

Die erste Variante geht von einer Beimengung des Schwarzwassers in eine regionale, bestehende oder zu errichtende landwirtschaftliche Biogasanlage aus. In diesem Fall kann davon ausgegangen werden, dass bei entsprechender Dimension der bestehenden Biogasanlage die zusätzlich eingebrachten Substratmengen vernachlässigbar gering sind und keinesfalls negative technische Folgen hätten. Anders verhält es sich mit der rechtlichen Situation (siehe Kap. 2.3.9): während landwirtschaftliche Biogasanlagen keine gewerberechtliche Genehmigung benötigen, wäre eine Schwarzwasser übernehmende Biogasanlage automatisch als gewerbliche Abfallbehandlungsanlage einzustufen. Im Falle der Einbringung des Schwarzwassers in eine Ökostrom-Biogasanlage würde auch der 25%ige Abschlag auf den Ökostromtarif zum Tragen kommen. Inwiefern der Verdienstendgang durch die Zusatzeinnahmen aus der Entsorgungsgebühr für die Übernahme des Schwarzwassers gedeckt würden, ist aufgrund der zu erwartenden unterschiedlichen Übernahmepreise von Fall zu Fall zu entscheiden. Die Tabelle 2.3.8-2 zeigt beispielhafte Kosten und Erlöse für diverse Abfälle.

Tabelle 2.3.8-2. Erlöse und Kosten für die Übernahme diverse Abfälle in Co-Fermentationsanlagen als Beispiel für die zu erwartenden Entsorgungsbeiträge für Schwarzwasser (2005, persönliche Auskunft R. Braun)

Substratkosten inkl. Transport	Einnahmen (€ pro t)	Ausgaben (€ pro t)
Birnentrester	-	4,5 nur Transportkosten
Brauereischlempe und -abwässer	8,0	- 2 €/t Transportkosten bereits abgezogen
Fettabscheider	5,0	-
Fettabscheider	-	-
Flotatfett	5,0	-
Glycerinphase	-	30,0 Transportkosten fallen nicht an (Herstellung vor Ort)

Glycerinphase (inkl. 170 km Transport)	-	81,0 davon Transportkosten: 33 €/t
Glycerinphase (inkl. 200 km Transport)	-	77,3
Kartoffelpulpe	11,0	-
Kartoffelabfälle (Schälabfälle, Pommes)	-	2,5 nur Transportkosten
Käseabschnitt	-	-
LM-Industrie div. Reste (19.000 t.a ¹)	15,8	-
Mühlenabfälle und Weizenkleie	-	55,0
Panseninhalt	15,0	
Schlachtabfälle, nicht hygienisiert	27,0	
Schweineblut, hygienisiert	-	-
Speisereste bei Abholung	40,0	
Speisereste: zugestellt, nicht aufbereitet, nicht hygienisiert	21,3	-
Speisereste: zugestellt, teilweise aufbereitet, nicht hygienisiert	12,0	-
Speisereste: zugestellt, aufbereitet, nicht hygienisiert	5,0	-
Speisereste: zugestellt, aufbereitet und hygienisiert	-	-

Option 2: Septic Tank (Feststoffspeicher)

Option Zwei ist eine Variante - oder besser Ergänzung - der bekannten Dreikammeranlagen. In den Vereinigten Staaten finden diese sogenannten „Septic Tanks“ häufig Verwendung. Dabei handelt es sich im einfachsten Fall um einen im Erdreich versenkten Kunststoffbehälter. Die festen Bestandteile des Abwassers sinken zu Boden, leichtere Stoffe bilden eine Schwimmschicht. Die partikelreduzierte flüssige Phase kann aufgrund des geringeren Feststoffgehaltes in Rohrleitungen geringeren Durchmessers abgeleitet werden. Dies erlaubt das kostengünstigere Einfräsen des Schlauches in das Erdreich anstelle einer Grabung zur Rohrverlegung. Die Tanks sind so dimensioniert, dass bei einem 4-Personenhaushalt lediglich etwa alle 1 bis 7 Jahre eine Entleerung notwendig ist. Die Lebensdauer wird mit 20 bis 30 Jahren angegeben, allerdings gibt es viele unterschiedliche operative Probleme, welche die Standzeit drastisch reduzieren können. Ein Nachteil ist die Tatsache, dass die Septischen Tanks konstruktionsbedingt zur Atmosphäre hin offen sind. In der abgesetzten Schlammmasse finden natürlich auch anaerobe biologische Prozesse statt. Das so gebildete Biogas entweicht und ist als Treibhausgas aktiv – um einen Faktor von 21 stärker als dieselbe Menge Kohlendioxid.

Option 3: Tauchwandreaktor mit nachgeschaltetem Bodenfilter

Die Betrachtungen der beiden ersten Varianten des Optionenpools führten zur Variante Drei. Diese scheint die einzige Möglichkeit zu sein ein dezentrales Biogasanlagenkonzept für die ländliche Abwasserreinigung einzurichten. Der dazu ausgewählte Reaktortyp sollte folgende Kriterien erfüllen:

- Einfachste Bauform (im Idealfall vom Landwirt selbst zu errichten).
- Geringste Invest- und Betriebskosten.
- Geringer Flächenbedarf.
- Minimaler externer Energieinput (d.h. keine mechanischen, stromverbrauchende Elemente wie Pumpen, Rührer, etc.).

- Weitgehende Wartungsfreiheit (Verstopfungsfreiheit, Korrosionsbeständigkeit).
- Möglichkeit der Schlamm-speicherung über mindestens 12 Monate
- Aus Hygienegründen ein Plug-Flow Konzept (d.h. keine vollständige Durchmischung des Reaktors, da sonst die Gefahr des Austragens pathogener Organismen besteht).
- Gasspeicher für mehrere Tage.
- Je nach örtlicher Gegebenheit: Heizung oder Isolierung.
- Kein Gasmotor oder BHKW sondern Gastherme (d.h. nur Wärmeproduktion).
- Größtmögliche Anlagensicherheit.
- Nachfolgende Reinigung des Biogasanlagenablaufes durch eine Pflanzenkläranlage.

Bei dem letztlich gewählten Verfahrenstyp handelt es sich um den Tauchwandreaktor (Baffle Tank). Das Grundprinzip des Tauchwandreaktors - der technologisch eigentlich aus dem Bereich der Klärbecken stammt - ist die Ausnutzung von Dichteströmungen in einem Behälter. Der Grund für die Ausbildung von Dichteströmungen liegt bei zentral beschickten Reaktoren darin, dass der dichtere (schwerere) Strom an verschmutztem Einlaufwasser auf den Beckenboden absinkt. Dabei setzen sich die schweren Inhaltsstoffe ab, weniger dichtes Abwasser wird über den Überlauf in die nächste Kammer gedrängt, wo es wiederum zu Boden sinkt und das leichtere Abwasser verdrängt (Abb. 2.3.8-1). Schaltet man mehrere Elemente in Serie, kommt es zur Klärung des Abwassers. Anzahl und Dimensionen der Strömungsleitbleche hängt von den Dichteunterschieden und der hydraulischen Beschickung ab.

Nebenbemerkung: Es gibt keine Tauchwandreaktoren in Europa im Einsatz. Alle Versuche mit Groß- und Pilotanlagen fanden in Asien oder Afrika statt. Die bisher in Österreich eingesetzten *Dreikammersysteme* sind KEINE Biogasreaktoren im eigentlichen Sinn, sondern Absetzbecken mit Biomasseaktivität. Das dort entstehende Biogas ist unerwünschtes Abfallprodukt und schädigt als Emission die Atmosphäre 21-mal stärker als die gleiche Menge an CO₂. Beim Tauchwandreaktor ist lediglich die erste Kammer ein Absetzbecken, alle anderen Kammern werden aktiv mit Faulschlamm beimpft. Aufgrund der hydraulischen Konstruktion wird das Biomassebett im Reaktor vom Abwasser durchflossen und aktiv biologisch gereinigt. Das Schlamm-bett wird gleichzeitig fluidisiert und die Kontakt-oberfläche so vergrößert. Die gesamte Anlage ist gasdicht ausgeführt, das entstehende Biogas wird gesammelt und thermisch verwertet.

Trennt man vom Abwasser eines Haushaltes den Urin ab (wegen des hohen N-Gehaltes) so reduziert sich der EGW von 60 g BSB₅/EW.d in rund 150 l um die Menge des BSB₅ im Urin (rd.12%), es verbleiben also etwa 352 mg/l per EW und Tag. Die angegebenen BSB₅-Abbauwerte des Tauchwandreaktors liegen zwischen 80 und 95%. Wie erwähnt, gibt es dazu keine Pilotprojekte in Europa, die diese Werte bestätigen würden. Um den Einleitgrenzwert für den BSB₅ von 25 mg/l zu erreichen, müsste der Abbauwirkungsgrad jedenfalls über 93% liegen. Eine sichere Einhaltung des Grenzwertes kann daher nicht vorausgesetzt werden. Es wurde daher für die konzeptuelle Planung (siehe Kap. 5) ein nachgeschalteter Bodenfilter angesetzt.

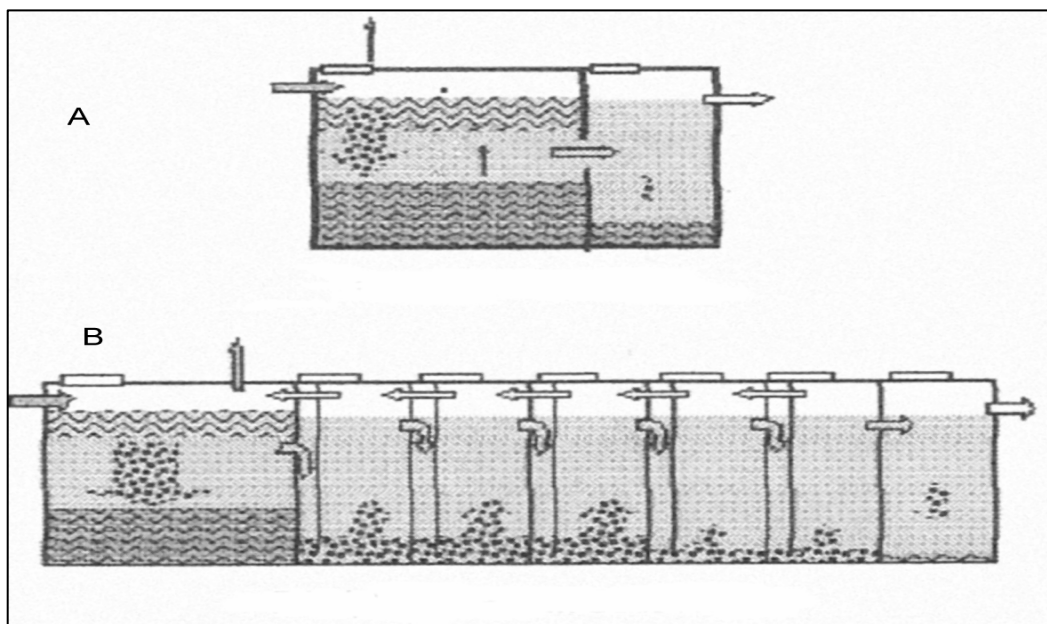


Abbildung 2.3.8-1. Verfahrenschema des Tauchwandreaktors (B); darüber zum Vergleich ein Septischer Tank (A) (Anh et al., 2002)

Interessant ist, dass diese Art von Reaktor eine Pfropfenströmung bewirkt, was den unbeabsichtigten Austrag unbehandelten Materials minimiert und damit an sich das Hygieneproblem verringert. Dasselbe gilt auch für den vorgestellten Reaktortyp des Hybrid-Baffle Tank- UASB Reaktors. Allerdings gibt es hier ebenfalls keinerlei publizierte Erfahrungen in Europa oder den USA. Trotzdem scheint eine prinzipielle Eignung auch für die österreichischen Klimate und technischen Anforderungen gegeben.

2.3.9 Rechtliche Rahmenbedingungen

Wie bereits für die Kompostierung ausgeführt, gibt es auch im Kontext der anaeroben Behandlung und insbesondere der Verwertung des Gärrestes, rechtliche Probleme, sobald Fäkalien in eine Biogasanlage eingebracht werden.

Grundsätzlich kann der bei Biogasanlagen anfallende Gärrest, soweit technisch und gemäß den Bodenschutzgesetzen der Bundesländer möglich, direkt landwirtschaftlich verwertet oder kompostiert werden. Gärrückstand aus Biogasanlagen ist wie Klärschlamm zu behandeln, wenn Hausabwässer von Dritten (z.B. aus einem angeschlossenen Heurigenbetrieb) mitverarbeitet werden. Für die Beurteilung der aus der Anlage anfallenden festen Rückstände können sinngemäß die Vorschriften der KompostVO, und hier insbesondere auch jene über die seuchenhygienische Eignung der Materialien für bestimmte Einsatzgebiete herangezogen werden. Eine direkte landwirtschaftliche Verwertung ist nur dann möglich, wenn ausschließlich entsprechende geeignete Inputmaterialien im Sinne der Anforderungen der Kompostverordnung in den Vergärungsprozess Eingang gefunden haben.

Im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Verwertung muss eine hygienische Unbedenklichkeit von vergorenem Substrat gewährleistet sein. Die für die Vergärung in Biogasanlagen geeigneten Materialien werden in drei Stoffgruppen je nach Herkunft und Belastungspotential mit Schadstoffen eingeteilt. Die Gärrückstände, für die als Ausgangsmaterial ländliches Siedlungswasser eingesetzt wird, sind der Gruppe 3 zuzuordnen. Bei Gärrückständen der Gruppe 3 ist die hygienische Unbedenklichkeit des Gärrückstandes von einer befugten Fachperson oder Fachanstalt zu garantieren. Regelmäßige Analyse der Nährstoffe sowie Untersuchungen auf Schwermetalle, organische Schadstoffe und auf Hygieneparameter sollten durchgeführt werden. Auf jeden Fall muss eine hygienische Unbedenklichkeit gegeben sein (Mag. Heilmann ((Amt der Stmk. Landesregierung Fachabteilung 19D - Abfall- und Stoffflusswirtschaft, pers. Mitteilung). Wie in Kap. 2.2 dargestellt, kann eine hygienische Unbedenklichkeit nur durch eine zusätzliche Kompostierung erreicht werden. Aus rechtlicher Sicht ist dies z.Z. jedoch nicht möglich, da der Gärrest nicht kompostiert werden darf, wenn Fäkalien in die anaerobe Behandlungsanlage eingebracht werden (siehe auch Kap. 2.2). In Anlage 1 der Kompostverordnung wird weiters gefordert, dass ein Gärrest nur dann kompostiert werden darf, wenn ausschließlich die Materialien zur Vergärung eingesetzt wurden, die auch direkt kompostiert werden dürfen (Positivliste) - eine gewisse Ausnahme stellen Speiseöle dar.

Für Ökostromanlagen gilt auch noch die Ökostromverordnung, nach der bei Einsatz von Abfällen in Co-Fermentationsanlagen ein 25%-Abschlag auf den Ökostromtarif zum tragen kommt (diese Ansicht wurde auch von DI Dr. Wolfgang Jank, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft per email vom 4.Mai 2005 bestätigt).

2.4 Möglichkeiten durch Berücksichtigung landwirtschaftlicher Verwertungspotentiale

2.4.1 Einleitung

In vielen Kulturen werden traditionell die Nährstoffe aus dem Abwasser und aus Abfällen in verschiedenster Form als Dünger wieder verwendet. Mit der Einführung der biologischen Abwasserreinigung bezieht sich diese Verwertung in entwickelten Industriestaaten vor allem auf den Einsatz von Klärschlämmen und daraus hergestellten Substraten in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau. Der direkte Einsatz von häuslichem Abwasser ist auf die Ausbringung von Senkgrubeninhalten – insbesondere in abwassertechnisch kaum erschlossenen ländlichen Siedlungsgebieten – beschränkt. Die gesetzliche Basis für eine stoffliche Verwertung von Klärschlämmen und Senkgrubeninhalten ist in Österreich im Wesentlichen durch Landesgesetze geregelt, die mit dem vorrangigen Ziel des Bodenschutzes zum Teil sehr unterschiedliche Regelungen (von einem Verbot bis zu detaillierten Regelungen der stofflichen Verwertung) beinhalten.

Das gegenständliche Projekt beschäftigt sich vorrangig mit Konzepten der Abwasserentsorgung die auf einer Trennung von Abwasserteilströmen beruhen. In diesem Kapitel soll der Frage nachgegangen werden, welche zusätzlichen Möglichkeiten einer stofflichen Verwertung aus dieser Trennung in einzelne Teilfraktionen resultieren und darüber hinaus einige Aspekte hinsichtlich der praktischen Umsetzbarkeit erörtert werden. Als Basis für die Verwertungsmöglichkeiten wurden für die betrachteten Gemeindegebiete eine Kurzcharakteristik der landwirtschaftlichen Struktur sowie eine Beurteilung der Nährstoffrelevanz von N und P aus Abwasser(fractionen) durchgeführt. Die Berechnungen dafür finden sich im Anhang zum jeweiligen Bundesland.

Dieses Kapitel gliedert sich in folgende Bereiche: Zuerst erfolgt eine kurze Betrachtung der Bedingungen für eine stoffliche Verwertung. Danach werden die relevanten gesetzlichen Regelungen dargestellt und zusammengefasst. Anschließend werden die Möglichkeiten der stofflichen Verwertung dargestellt und eine erste Analyse der praktischen Umsetzbarkeit durchgeführt.

2.4.2 Bedingungen für eine Verwertung

Prinzipiell sind aus der Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes und der Pflanzenproduktion für den Einsatz von Betriebsmitteln und insbesondere für den Einsatz von Abwasserinhaltsstoffen bzw. Abfällen zwei Bedingungen zu beachten:

- Nutzen durch die Verwertung: aus dem Einsatz der in Frage kommenden Stoffe im Rahmen einer landwirtschaftlichen Bodennutzung muss ein direkter Nutzen erkennbar sein, der sich auf diese Verwertungsform bezieht.
- Schadlosigkeit der Verwertung: es muss sichergestellt sein, dass unter realistischen Anwendungsbedingungen, am derzeitigen Stand der Technik und unter Berücksichtigung des allgemeinen Vorsorgeprinzips keine Gefährdung für Mensch, Tier und Pflanze zu besorgen ist. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass derzeitige Einschätzungen durch neue Erkenntnisse revidiert werden können und eine entsprechende Anpassung der (gesetzlichen) Rahmenbedingungen notwendig werden kann.

2.4.2.1 Nutzen

Der Nutzen einer stofflichen Verwertung kann im Wesentlichen aus den in den einzelnen Abwasserfraktionen enthaltenen Primärnährstoffen (v.a. P, N, K) abgeleitet werden. Ein Zusatznutzen ist in der Bereitstellung von Brauchwasser (z.B. zur Verdünnung von flüssigen Wirtschaftsdüngern) zu sehen.

2.4.2.1.1 *Charakteristik der einzelnen Fraktionen aus landwirtschaftlicher Sicht*

Gelbwasser (Urin):

Die Nährstoffe liegen als Ionen vor, sind leicht wasserlöslich und somit gut pflanzenverfügbar. Der N liegt als Harnstoff vor, der schon während der Lagerung, bzw. wenige Stunden nach einer Ausbringung zu NH_4 umgewandelt wird. (Vinneras, 2003)

Urin ist die von den Nieren abgegebene Flüssigkeit, ein Filtrat des Blutes. Ausgeschieden werden neben Wasser wertvolle, aber für den Körper überschüssige Substanzen, wie Mineralien, Spurenelemente, Hormone, Enzyme, Vitamine und der Harnstoff als stickstoffhaltiges Endprodukt des Eiweißstoffwechsels. Die Ausscheidung Urin hat grundlegend andere Eigenschaften als die Ausscheidung Kot. Urin ist im Gegensatz zu den Fäkalien geruchsneutral und überwiegend steril (Roher et al. 2000). Nur selten finden sich Krankheitskeime im Urin (Colombo 1994, Höglund 2001 cit. in Rieck, 2001). Die täglich normalerweise etwa 1,5 l betragende Urinmenge schwankt in Abhängigkeit von Flüssigkeitsaufnahme und -verlusten (z.B. durch Schweiß, Erbrechen und Durchfällen) oder infolge bestimmter Erkrankungen wie beispielsweise bei Nierenerkrankungen (Meyers Neues Lexikon 1962, cit in Rieck, 2001). Schwankungen in der Zusammensetzung können ebenfalls durch bestimmte Krankheitsbilder ausgelöst werden.

Die Bedeutung von Urin als Wertstoff basiert auf seinem hohen Gehalt an Nährstoffen. Urin enthält 87% des N und jeweils ca. 50% des P und K der menschlichen Ausscheidungen. Zusätzlich zum hohen Nährstoffgehalt sprechen weitere Gründe für die Bedeutung von Urin als Wertstoff. Einerseits ist sein geringer Schwermetallgehalt vorteilhaft: So weist Urin im Vergleich zum Klärschlamm, der bei der biologischen Abwasserreinigung entsteht, nur geringe Schwermetallkonzentrationen auf (SFS 1993, Swedish EPA 1994, Jönsson et al. 1997, cit in Rieck, 2001). Ferner ist der Urin im Gegensatz zu den Fäkalien in der Regel frei von Krankheitserregern. Kritische Aspekte für den Einsatz von Urin ergeben sich aus der Frage der Arzneimittelrückstände bzw. der endokrin wirksamen Substanzen. Dieser Problembereich wird in Kap. 4 behandelt.

Im frischen Urin ist N zu 90% im Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) gebunden. In diesem Zustand zeigt er eine leicht saure Reaktion. Der restliche Stickstoff ist in Aminosäuren gebunden, sehr geringe Teile liegen auch als Nitrit und Nitrat vor. Während der Lagerung von Urin verursacht die mikrobielle Zersetzung des Harnstoffes in NH_4 , NH_3 , HCO_3 und OH die Erhöhung des pH-Wertes auf ca. 9 (Kirchmann & Pettersson 1995, cit. in Rieck, 2001). Dieser Vorgang wird als Hydrolyse bezeichnet. Bereits nach wenigen Tagen zersetzt sich der Harnstoff auf diese Weise komplett. Das gebildete Ammonium liegt dabei im chemischen Gleichgewicht mit dem Ammoniak. Im alkalischen Bereich, also mit steigender OH-Konzentration, verschiebt sich dieses Gleichgewicht in Richtung des Ammoniak, dessen Anteil bei pH-Wert 9 ca. 50% beträgt (Scheffer & Schachtschabel 1992 cit. in Rieck, 2001). Da Ammoniak leicht flüchtig ist, besteht das Risiko von gasförmigen Stickstoffverlusten, die in Abhängigkeit vom Luftkontakt und der Temperatur unterschiedlich intensiv sein kann. Dieser Umstand ist insbesondere bei einer landwirtschaftlichen Verwertung durch die Wahl geeigneter Ausbringungszeitpunkte (nicht zu heiße Witterung) und -systeme (idealerweise Schleppschlauchverteiler oder Injektoren) zu berücksichtigen. Eine weitere Möglichkeit zur Verringerung von Stickstoffverlusten, wäre die Ansäuerung von Urin im Rahmen der Lagerung und die dann folgende Ausbringung im Gemisch mit flüssigen Wirtschaftsdüngern (Gülle, Jauche).

Schwarzwasser (= Urin und Braunwasser)

Die Nährstoffverteilung und –zusammensetzung unterscheidet sich wesentlich von der im Urin. N-, P- und K-Konzentrationen im Schwarzwasser liegen um 2 bis 3 Zehnerpotenzen unter jenen von Urin. Die Nährstoffe liegen in organisch gebundener Form vor und sind somit langsam verfügbar. (Vinneras, 2003)

Da Kot eine der Hauptquellen von pathogenen Mikroorganismen ist, muss diese Fraktion vor der Anwendung hygienisiert werden. Möglichkeiten dafür werden in Kap. 4.1 dargestellt.

2.4.2.1.2 Nährstoffaufkommen aus den Abwasserfraktionen

Um den jeweiligen Nährstoffanfall der Abwasserfraktionen einordnen zu können wird in den folgenden Tabellen eine Beziehung zum Düngbedarf landwirtschaftlicher Kulturen hergestellt:

Tabelle 2.4.2.1.2-1 zeigt die von einem Einwohner pro Jahr produzierte Menge an Teilströmen und der darin enthaltenen Nährstoffe.

Tabelle 2.4.2.1.2-1. Ein Einwohner produziert pro Jahr (gerundet)*:

	Einheit	Gelbwasser (Urin)	Grauwasser	Schwarzwasser	Senkgrubenhalt
Gesamtmasse	m ³ /a	0,55	27	15	42
Stickstoff	kg N/a	4	0,55	4,6	5,15
Phosphor	kg P ₂ O ₅ /a	0,75	0,57	1,17	1,74
Kalium	kg K ₂ O/a	1,1	0,35	1,45	1,8

* Datengrundlage: siehe Kap. 2.1

Tab. 2.4.2.1.2-2 zeigt den Nährstoffbedarf von unterschiedlichen Kulturen sowie die erforderliche Menge (in Form von EW) von unterschiedlichen Teilströmen um diesen Nährstoffbedarf zu decken.

Tabelle 2.4.2.1.2-2. Nährstoffbedarf

Kultur	Nährstoffbedarf* N/P ₂ O ₅ /K ₂ O [kg/ha]	Entspricht der Anzahl der EW bei Anwendung von			
		Gelbwasser (Urin)	Grauwasser	Schwarzwasser	Senkgrubenhalt
Weizen	120/55/65	30 /70/60	218/ 97 /186	26/47/ 45	23 /32/36
Mais	130/85/200	32 /113/186	236/ 149 /571	28/ 73 /138	25 /49/111
Grünland (4 Schnitte)	100/80/205	25 /106/186	182/ 140 /586	22/ 68 /141	19 /46/114

* gem. Richtlinien für die Sachgerechte Düngung, mittlere Ertragserswartung, Gehaltsstufe C

Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung wirken je nach Abwasserfraktion unterschiedliche Inhaltsstoffe als begrenzender Faktor (in der Tabelle jeweils fett gedruckt): Bei Gelbwasser und Senkgrubenhalt ist jeweils der N-Gehalt entscheidend, wobei zu berücksichtigen ist, dass für die Berechnung keine (gasförmigen) Lager- und Ausbringungsverluste mit einbezogen wurden. Vereinfacht lässt sich für diese beiden Fraktionen ableiten, dass der kulturbezogene Stickstoffdüngbedarf mit dem Abwasser von rund 20 bis 30 Einwohnern gedeckt werden kann. Praxisrelevante Ausbringungsmengen von 10 – 20m³ sind jedoch nur mit der Gelbwasserfraktion erzielbar. Umgekehrt kann mit der Ausbringung von Grauwasser, Schwarzwasser und Senkgrubenhalt in einer

Größenordnung von 50 bis maximal 100m³ nur eine untergeordnete Düngewirkung erzielt werden.

Um das Substitutionspotential einzelner Abwasserfraktionen im Rahmen einer landwirtschaftlichen Bodennutzung darzustellen, wird der theoretische Nährstoffanfall aus dem Abwasser von 210.000 Einwohnern (entspr. der Anzahl der in NÖ derzeit über Senkgruben entsorgten Einwohner) mit dem Mineraldüngereinsatz dieses Bundeslandes verglichen:

Tabelle 2.4.2.1.2-3. Theoretisches Substitutionspotential von Urin und Senkgrubeneinhalten in NÖ

	Stickstoff	Phosphor (P2O5)	Kalium (K2O)
Mineraldüngereinsatz in NÖ in t pro Jahr	50.000	18.000	20.000
% Substitution aus Urin	1,68	0,875	1,155
% Substitution aus Senkgrubeneinhalten	2,163	2,03	1,89

Aus Tabelle 2.4.2.1.2-3 wird deutlich, dass die Nährstofffrachten aus den Abwasserfraktionen, wenn überhaupt, dann nur einzelbetrieblich und auf bestimmte Flächen bezogen eine beachtenswerte Größe darstellen. Die Tabelle zeigt weiters, dass durch die Verwertung von Urin mit sehr viel kleineren Mengen ähnliche Düngereffekte wie für Senkgrubeneinhalte erreicht werden kann. Ähnliches gilt für die direkte Verwertung von Schwarzwasser, wo zusätzlich auch höhere P Werte erreicht werden.

2.4.2.1.3 Berechnungen für die betrachteten Gemeindegebiete

Der Bedarf an Nährstoffen wurde für alle betrachteten Gemeindegebiete berechnet (siehe die einzelnen Anhänge für die Länder NÖ, OÖ und Stmk.).

Die Berechnungen zeigen, dass gerade in Regionen mit viehstarken Landwirtschaften im Durchschnitt bereits Nährstoffüberschüsse bestehen. Im Hinblick auf die relativ geringen Nährstoffmengen, die durch alternative Abwasserkonzepte nutzbar gemacht werden könnten, ist aber auch in diesen Regionen eine Substitution von Zukaufsnährstoffen auf einzelbetrieblicher Ebene möglich.

Bei Betrachtung der absoluten Nährstoffmengen aus einzelnen Abwasserfraktionen wird allerdings deutlich, dass die Frage der Sinnhaftigkeit alternativer Abwasserreinigungskonzepte und –verwertungsstrategien nicht an deren Beitrag zum Nährstoffrecycling beurteilt werden kann, sondern die kostengünstige, umwelt- und sozialverträgliche Abwasserentsorgung des ländlichen Raumes als wesentliches Kriterium herangezogen werden muss. Falls jedoch alternative Konzepte im Vergleich zu konventionellen Technologien Kostenvorteile erkennen lassen, ist eine sinnvolle Integration der anfallenden Nährstoffmengen in die landwirtschaftliche Bodennutzung aus Nährstoff-sicht sicherlich kein Hindernis. Erschwernisse für erfolgreiche Verwertungskonzepte sind dagegen aus der Diskussion insbesondere um mögliche organische Schadstoffe und Arzneimittelrückstände sowie aus einzelnen Verboten im Rahmen landwirtschaftlicher Förderungsprogramme abzuleiten.

2.4.2.2 Schadlosigkeit

2.4.2.2.1 Schwermetalle:

Beim direkten Vergleich über die Trockensubstanz liegt Gelbwasser durchgehend bei allen Schwermetallen am niedrigsten. Schwarzwasser ist ähnlich hoch belastet wie Wirtschaftsdünger.

Tab. 2.4.2.2.1-1. Schwermetallgehalt der Nährstoffträger in % der Trockensubstanz

	Gelbwasser ¹⁾	Schwarzw. ¹⁾	Klärschlamm ²⁾	Kompost ³⁾	Rindergülle ⁴⁾	Schweinegülle ⁴⁾	Geflügelgülle ⁴⁾	Karbokalk ⁵⁾
Cd	0,0114	0,31	1,37	0,7	0,4	0,71	0,66	0,4
Cr	0,0229	2,63	44,61	69,6	7,7	13,4	8,6	6,3
Hg	0,0229	0,17	1,36	0,2	0,1	0,2	0,15	0
Ni	0,6	4,41	26,92	29,9	6,1	16	11,9	1,4
Pb	0,6	0,73	58,45	71,6	4,8	3,5	3,4	3
Cu	2,4571	34,1	204,94	80,6	42	453	110	24
Zn	15,286	911	839,54	254,5	201	1270	636	51,3

¹⁾ H Palmquist und Jönsson 2003

²⁾ Mittelwert aus 398 Klärschlammzeugnissen aus NÖ von 1994 bis 2001

³⁾ Qualität von Komposten aus der getrennten Sammlung, Zethner, 2000

⁴⁾ Ergebnisse einer Untersuchung von Wirtschaftsdüngern in Oberösterreich, 1995

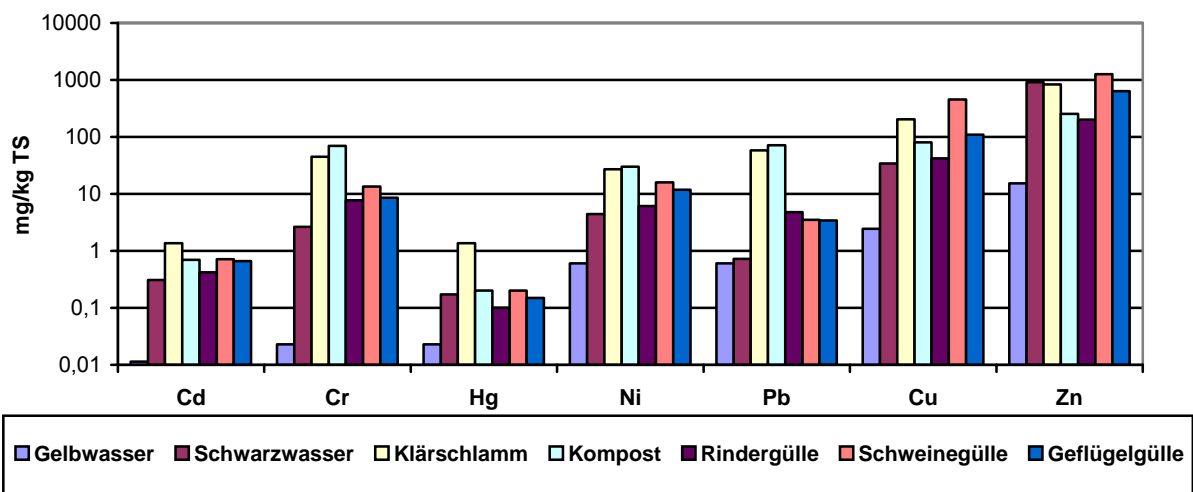


Abb. 2.4.2.2.1-1. Vergleich der Schwermetallbelastung von verschiedenen Substraten. (Da die Absolutwerte der Schwermetallkonzentrationen sehr unterschiedlich sind, wurde eine logarithmische Skalierung gewählt.)

Die niedrigen Schwermetallkonzentrationen im Urin zeigen sich deutlich gegenüber den Werten von Klärschlämmen, die im Rahmen der Abwasserentsorgung als Pendant zum Urin anzusehen sind.

Tab. 2.4.2.2.1-2. Vergleich der Schwermetallgehalte aus Urin mit den Grenzwerten für Klärschlamm zur landwirtschaftlichen Nutzung in den Bundesländern NÖ, OÖ und Stmk

(Quelle: Klärschlammverordnung des jeweiligen Bundeslandes)

Metall	Einheit	Urin ¹⁾	NÖ KVo KL II	OÖ KVo	Stmk KVo
Cadmium	mg/kg TS	0,2	2	5	10
Chrom	mg/kg TS	2	20	400	500
Cobalt	mg/kg TS	1	10	k. A.	100
Kupfer	mg/kg TS	155	300	400	500
Quecksilber	mg/kg TS	0,55	2	7	10
Nickel	mg/kg TS	15	25	80	100
Blei	mg/kg TS	2	100	400	500
Zink	mg/kg TS	110	1.500	1.600	2.000

¹⁾ Kirchmann und Pettersson 1995, cit. in Rieck 2001

2.4.2.2.2 Organische Schadstoffe

Auf organische Schadstoffe wird in Kapitel 4.2 eingegangen.

Viele organische Schadstoffe wie etwa endokrin wirksame Mikroverunreinigungen werden mit dem Urin ausgeschieden. Der Gehalt und die Zusammensetzung dieser Stoffe im Urin ist bislang mangels entsprechender Forschungsergebnisse nicht festzustellen (Rieck, 2001). Der Versuch einer Risikoabschätzung wird im Kapitel 4.2 unternommen werden.

2.4.2.2.3 Hygienisierung

Urin ist aus hygienischer Sicht grundsätzlich unbedenklich. Er besitzt zufolge wissenschaftlicher Erkenntnisse eine desinfizierende Wirkung, die man einerseits auf den hohen Salzgehalt (Fiedler et al. 1995, cit in Rieck, 2001) und andererseits auf die hohe Konzentration des Harnstoffs zurückführt. Die Notwendigkeit der Hygienisierung von Urin ist insbesondere dann erforderlich, wenn eine fäkale Verunreinigung während der Urinabtrennung in der Separationstoilette stattgefunden hat (cross-contamination) (Sundin et al. 1999, cit. in Rieck, 2001).

In seltenen Fällen finden sich Pathogene im Urin selbst. Diese pathogenen Keime führen zu der Gefahr der Übertragung von infektiösen Krankheiten auf Mensch und Tier beim Kontakt mit Urin. Dieses Risiko kann schwedischen Untersuchungen (Rieck, 2001) zufolge mit Hilfe der Lagerung deutlich verringert werden. Eine einfache Lagerung des Urins in geschlossenen Sammelbehältern lässt die besonders kritischen Darmbakterien innerhalb von wenigen Tagen (5 Tage) und unabhängig von der Lagerungstemperatur absterben. Fäkale Streptococci und Viren waren hingegen wesentlich resistenter. Sporen konnten im allgemeinen nicht eliminiert werden. Demzufolge ist für eine sichere Hygienisierung ein wesentlich längerer Lagerungszeitraum als die genannten 5 Tage erforderlich. (Höglund, 2001, cit. in Rieck, 2001)

Das theoretische Infektionsrisiko des Urins kann nach 6 Monaten Lagerungszeit und einer Lagerungstemperatur von 4°C deutlich unter den kritischen Wert sinken, der nach der „Quantitative Microbial Risk Assessment“ Methode (QMRA) festgelegt wurde (Höglund, 2001, cit. in Rieck 2001). Der Wert sinkt im weiteren Verlauf der Nutzung z. B. durch die wirksamen Interaktionen des Urins mit Boden, Pflanzen und Atmosphäre weiter ab. Das Risiko einer Infektion durch die Aufnahme von uringedüngten Nahrungsmitteln wird zudem durch die Zeit, die zwischen Düngung und Ernte liegt, weiter deutlich gesenkt (Höglund 2001, cit. in Rieck 2001). Ebenso hat man anhand der Deaktivierung eines kritischen mikrobiellen Erregers, dem *Cryptosporidium parvum*, der sehr häufig mit verunreinigtem Trinkwasser zu Darminfektionen führt, gezeigt, dass sich die schwedische Praxis einer 6-monatigen Lagerung vor Beginn einer landwirtschaftlichen Nutzung bewährt hat (Höglund

und Strenström, 1999).

2.4.3 Rechtliche Rahmenbedingungen für eine stoffliche Verwertung

Grundsätzlich erscheint eine stoffliche Verwertung von Abwasser(fractionen) und Abfällen (kompostierte Braunwasserrückstände) nur unter dem Aspekt der Pflanzenernährung sinnvoll. Gleichzeitig muss durch die Einhaltung von bodenschutztechnischen Mindeststandards sichergestellt werden, dass aus einer solchen Verwertung keine Gefährdung von Boden, Grundwasser, Pflanze, Tier und Mensch zu besorgen ist. Diese Mindeststandards müssen sich daher zum einen auf die Konzentration der Inhaltstoffe (potentieller Schadstoffe) und zum anderen auf die Verfahrensregeln im Zuge der Verwertung (Anforderungen an Lagerungs- und Ausbringungstechnik, Ausbringungsmengen/Fläche, Ausbringungszeiten) beziehen.

Da die getrennte Sammlung und Verwertung von Abwasserteilströmen bisher in Österreich nicht durchgeführt wurde, finden sich dazu keine unmittelbaren Regelungen in den Gesetzen.

Bodenschutz ist betreffend die gesetzliche Regelung eine Querschnittsmaterie. Daher finden sich bodenschutzrelevante Bestimmungen in einer Reihe unterschiedlicher Rechtsnormen sowohl auf Bundes- wie auf Landesebene. Grundsätzlich fällt die Bodenschutzgesetzgebung in Österreich in die Kompetenz der Bundesländer. Weiters sind die gesetzlichen Regelungen für Senkgrubeninhalte (=Sammelgrubeninhalte) relevant. Da jedoch die Grauwasserfraktion einen Großteil des Sammelgrubeninhaltes ausmacht, erfolgt eine sehr hohe Verdünnung der Nährstoffe und möglicher Schadstoffe. Eine direkte Umsetzung der bezughabenden gesetzlichen Regelungen auf einzelne Abwasserfraktionen ist daher nicht zielführend.

Im Anhang 7.1 werden daher zunächst die aus Bodenschutzsicht bezughabenden Landesgesetze und die darauf aufbauenden Verordnungen hinsichtlich ihrer möglichen Regelungsinhalte zur stofflichen Verwertung einzelner Abwasserfraktionen untersucht.

Zusammenfassend kann festgestellt werden:

- es gibt keine gesetzlichen Bestimmungen, in denen Abwasserteilfraktionen genannt sind
- in den Bundesländern NÖ und OÖ finden sich detaillierte Regelung zur stofflichen Verwertung von Senkgrubeninhalten
- in der STMK ist eine direkte landwirtschaftliche Verwertung von Sammelgrubeninhalten mit Hausabwässern untersagt
- eine Kompostierung von Fäkalien (Braunwasserrückständen) ist gem. Kompostverordnung nicht zulässig; das Einbringen in Biogasanlagen ist möglich, allerdings ist dann die Frage der Entsorgung/Verwertung der Gärrückstände zu diskutieren;

2.4.4 Praktische Optionen der landwirtschaftlichen Verwertung

2.4.4.1 Übersicht

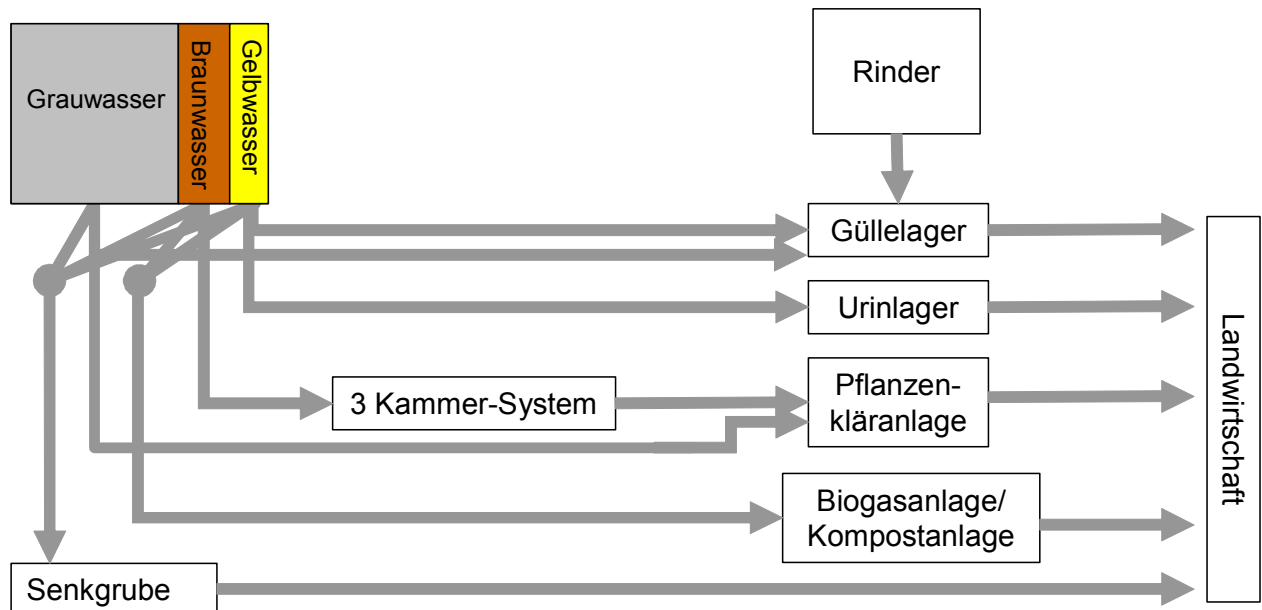


Abbildung 2.4.4.1-1. Möglichkeiten der stofflichen Verwertung von Abwasserfraktionen

In oben stehender Abbildung sind die aus stofflicher Sicht vorstellbaren Verwertungspfade einzelner Abwasserfraktionen dargestellt. **Es muss betont werden, dass die rechtlichen Voraussetzung für das Einbringen von Abwasserrückständen in Kompostanlagen NICHT gegeben sind und bei Biogasanlagen die Verwertung der Gärrückstände dadurch jedenfalls erschwert, möglicherweise sogar ausgeschlossen werden kann (siehe auch Kap. 2.2 und 2.3).**

2.4.4.2 Verwertung von Schwarzwasser/Braunwasser

Für die Verwertung von Schwarz- oder Braunwasser gibt es folgende 4 Möglichkeiten:

- Behandlung/Mitbehandlung in einer Biogasanlage und Verwertung des Gärrestes in der Landwirtschaft.
- Behandlung/Mitbehandlung in einer Kompostierungsanlage (Eigen- oder - fremdkompostierung) und Verwertung des Kompostes in der Landwirtschaft.
- Direkte Verwertung gemeinsam mit Grauwasser als „Senkgrubeninhalt“
- Direkte Verwertung von Schwarzwasser
- Direkte Verwertung von Braunwasser nur für Eigenentsorgung (Landwirte)

Auf die hygienischen Randbedingungen wird in Kap. 4.1 näher eingegangen.

2.4.4.3 Verwertung von Urin

Aufgrund seiner stofflichen Zusammensetzung wäre Urin nach einer entsprechenden Lagerung für die direkte landwirtschaftliche Verwertung geeignet, ist aber explizit in keinem Gesetz erwähnt. Ein Vergleich mit Jauche (der bei der Stallhaltung der Haustiere aus dem Mist abgelaufene und in einer Grube aufgefangene Harn, meist vermischt mit Streuteilchen, Regenwasser und Kot) liegt nahe. Ungeklärt ist die Wirkung endokriner Stoffe und

Pharmazeutika, die im menschlichen Urin enthalten sind. Dieser Fragestellung wird in Kap. 4.2 nachgegangen. Anzumerken ist, dass ähnliche Stoffe auch in tierischen Ausscheidungen enthalten sind, Regelungen bezüglich eventueller Ausbringungsverbote bzw. Grenzkonzentrationen jedoch nicht vorhanden sind (siehe Kap. 4.2 für weitere Ausführungen dazu).

Für die Verwertung von Urin gibt es prinzipiell folgende 2 Möglichkeiten:

- Direkte Verwertung in der Landwirtschaft
- Einbringung in ein Güllelager und Verwertung mit der Gülle.

Die direkte Verwertung in der Landwirtschaft umfasst auch die Aufbringung auf z.B. Grünflächen oder Stilllegungsflächen. Durch diese beiden Optionen entfällt zwar das Risiko der direkten Kontamination von landwirtschaftlichen Produkten, das Gefährdungspotential für den Boden und das Grundwasser bleibt jedoch unbeeinflusst (siehe Kap. 4.2).

2.4.4.3.1 Ausbringungsbeschränkungen für N in der Landwirtschaft

Die Ausbringung von mehr als 175 kg N/ha auf Acker bzw. 210 kg N/ha auf Grünland ist wasserrechtlich jedenfalls bewilligungspflichtig. (WRG, 1959)

Durch die fast vollständige Teilnahme der Landwirte an Umweltprogrammen (v.a. ÖPUL) haben sich diese weiters verpflichtet, keine größeren Einzelgaben als 100 kg leicht verfügbaren N/ha auszubringen. Nach der Ernte dürfen leicht verfügbare N-Quellen nur dann ausgebracht werden, wenn im selben Jahr eine Winterung (Wintergetreide, Winterraps, ...) oder eine Zwischenfrucht angebaut wird. Dabei dürfen nicht mehr als 80 kg N ausgebracht werden. Vom N-Gehalt des Urin kann zur Berechnung jener Teil abgezogen werden, der beim Ausbringen gasförmig verloren geht (ca. 15%). Auf Schneedecke und gefrorenem Boden, im Uferbereich von Oberflächengewässern sowie in abschwemmungsgefährdeten Bereichen darf nicht gedüngt werden. (BMLUFW, 1999).

Weiters ist bei der Teilnahme an bestimmten Umweltprogrammen oder Teilen davon (ÖPUL) von den Landwirten bei der Düngung die Einhaltung der Richtlinien für die sachgerechte Düngung bzw. die Befolgung weitergehender Düngeauflagen und –beschränkungen verpflichtend.

2.4.4.3.2 Pflanzenbaulich günstige Perioden zur Verwertung

Auf Grund der leichten Verfügbarkeit der Nährstoffe sollte Urin nur während der Vegetationsperiode (unmittelbarer N-Entzug durch die Kulturpflanze) ausgebracht werden. Generell ist eine Ausbringung im Frühjahr günstiger als im Sommer oder Herbst. Folgende Möglichkeiten bieten sich an:

Tab. 2.4.4.3.1-1. Günstige Kulturen und Anwendungszeitpunkte zur Urinausbringung

Kultur	Zeitraum	Technik	m ³ Urin/ha	kg N/ha
Mais	Vor dem Anbau (März/April)	Güllefass, Schleppschlauchverteiler	10-15	60-90
	4-6 Blatt Stadium (Ende Mai)	Schleppschlauchverteiler	10-15	60-90
Wintergetreide und Raps	Vegetationsbeginn (Anfang März)	Güllefass, Schleppschlauchverteiler	10-20	60-120
	Vor dem Anbau (September, Oktober)	Güllefass, Schleppschlauchverteiler	5-10	30-60
Grünland (mehrschnittig) und Wechselgrünland	Vegetationsbeginn bis unmittelbar nach dem vorletzten Schnitt (März bis August)	Güllefass (bis zu 3 Ausbringungen pro Jahr entsprechend der Anzahl der Schnitte)	10-15	60-120

Eine Ausbringung zu Kulturen die zum direkten menschlichen Verzehr gedacht sind (Gemüse oder Kartoffel) sollte – ähnlich wie bei der Klärschlammanwendung - unterbleiben.

2.4.4.3 Lagerung und Ausbringtechnik

Bei der Anwendung von Urin ist auf die richtige Lagerung und Ausbringungstechnik zu achten. Um den pH-Wert zu senken und somit einer Ammoniakausgasung schon während der Lagerung entgegen zu wirken, können organische Säuren zugegeben werden. (Hellström et al. 1999, cit. in Rieck, 2001), Bei der Ausbringung ist ein möglichst geringer Luftkontakt anzustreben. Am besten wird diese Anforderung von Schleppschlauchverteilern oder Injektoren erfüllt. Dies hat auch den Vorteil, dass bei Reihenkulturen wie z. B. Mais keine Benetzung der grünen Pflanzenteile erfolgt und somit die Gefahr von Verbrennungen minimiert wird. Eine rasche Einarbeitung und das Ausbringen bei niederen Temperaturen wirken Ausgasungen ebenfalls entgegen. Bei Anwendungsmengen in der Größenordnung 10 – 15 m³ ist die Nährstoffkonzentration so gering, dass die Gefahr von Verbrennungen auch bei direktem Pflanzenkontakt nicht gegeben ist. Der Urin kann somit unverdünnt ausgebracht werden.

2.4.4.4 Verwertung von Grauwasser

Grauwasser würde sich für die Verdünnung von Gülle eignen. Damit ergibt sich folgende Option:

- Sammlung des Grauwassers in einem Grauwasserspeicher und Verwendung zur Gülleverdünnung direkt bzw. nach Vorreinigung in einer Pflanzenkläranlage

Anmerkung: Die Einleitung von nicht auf einem landwirtschaftlichen Betrieb anfallendem Abwasser in Güllelagerräume ist bisher nicht gesetzlich geregelt.

2.4.5 **Kosten-Nutzen Überlegungen**

In Tab. 2.4.5-1 ist die monetäre Bewertung von Urin dargestellt. Berücksichtigt wurden nur die Hauptnährstoffe N, P und K. Die Nährstoffe wurden mit Durchschnittspreisen handelsüblicher Einnährstoffdünger bewertet.

Tab. 2.4.5-1. Monetäre Bewertung der Nährstoffe im Urin (Quelle: *Standarddeckungsbeiträge und Daten für die Betriebsberatung, 2002*)

Nährstoff	Preis/kg Reinnährstoff [€/kg]	Nährstoffgehalt in Urin [kg/m³]	Bewertung [€]
N	0,480	6,0	2,88
P	0,801	0,8	0,65
K	0,473	1,5	0,71
„Gesamtwert“ 1 m³ Urin			4,24

Tab. 2.4.5-2. Kosten je ha bei der Anwendung von Urin (ÖKL-Richtwerte, 2002)

Maßnahme	Preis/Einheit	Einheiten/ha bei 10 m³/ha	Gesamtkosten €/ha
Standardtraktor 60 kW	19,06 €/h	1,5	28,59
5 m³ Güllefass mit Schleppschlauverteiler	29,30 €/h	1,5	43,95
Unternehmerlohn	10,0 €/h	1,5	15,00
- Wert von Urin	4,24 €/m³	10	-42,40
			45,05

Tab. 2.4.5-3. Kosten je ha bei der Anwendung von Mineraldünger (ÖKL-Richtwerte, 2002)

Maßnahme	Preis/Einheit	Einheiten/ha bei äquivalenten Nährstoffmengen	Gesamtkosten €/ha
Standardtraktor 45 kW	14,07 €/h	0,45	6,33
Mineraldüngerstreuer 450 l – 12 m	5,73 €/h	0,45	2,58
Unternehmerlohn	10 €/h	0,45	4,50
N (äquivalent 10 m³ Urin)	0,48 €/kg	60	28,80
P (äquivalent 10 m³ Urin)	0,80 €/kg	9	7,20
K (äquivalent 10 m³ Urin)	0,47 €/kg	15	7,05
			56,46

Tab. 2.4.5-2 und 2.4.5-3 zeigen, dass der maschinelle Aufwand und Zeitbedarf bei der Anwendung von URIN/Gelbwasser höher als bei Mineraldüngern sind. Werden von den Ausbringkosten für Urin die bewerteten Nährstoffe abgezogen (die ja nicht zugekauft werden müssen), kommt die Anwendung von Urin um 11,40 €/ha günstiger als das verglichene Mineraldüngeräquivalent. Zu berücksichtigen ist die Tatsache, dass der höhere technische Aufwand bei der Anwendung von Urin und die daraus folgenden höheren Kosten je Zeiteinheit, den Zeitbedarf für das Abholen des Gelbwassers vom Lagerbehälter und die anschließende Wegzeit bis zur Ausbringung zu einem wesentlichen Kostenfaktor machen. Die dabei anfallenden Kosten sind daher immer für den Einzelfall zu überprüfen.

3 PLANUNG UND LOKALE BEWERTUNG DER VARIANTEN

3.1 Planung der Varianten

3.1.1 Anforderungen an die Abwasserreinigung und berücksichtigte Kläranlagentypen

3.1.1.1 Vorbemerkung

Hinsichtlich der Reinigung von Abwasserteilströmen gibt es auch international nur wenig Erfahrungswerte. Im Folgenden wurde eine Abschätzung der Auswirkungen auf die Reinigungsanforderungen, basierend auf den vorhandenen Erfahrungen, vorgenommen. Eine genaue Absicherung dieser Annahmen kann aber durch weitere Forschung und Pilotprojekte erfolgen.

3.1.1.2 Häusliches Abwasser

Alle betrachteten Gemeindegebiete liegen in einem Größenbereich unter 100EW. Wie in der Studie Kroiss et al. (2002) dargestellt, soll auch für den kleinräumigen ländlichen Raum generell eine Nitrifizierung des Abwassers angestrebt werden (derzeit gibt es für Anlagen <50EW diesbezüglich keine gesetzliche Festlegung). Im Folgenden wird auch für Weiler und Rotten mit weniger als 50EW vom Reinigungsziel einer Nitrifizierung ausgegangen. Für die Reinigung von häuslichem Abwasser ohne Stofftrennung wurden für die Variantenuntersuchung folgende dem Stand der Technik entsprechende Kläranlagentypen berücksichtigt:

- Eine entsprechend den einschlägigen Normen bemessene Technisch-biologische Kleinkläranlage (KKA)
- Eine auf 5m²/EW bemessene vertikale Pflanzenkläranlage (PKA) nach einer mechanischen Vorreinigung (Anmerkung: In der neuen ÖNORM f. die Bemessung von PKAs sind 4m²/EW vorgesehen. Für die Kostenberechnung werden aber Baukosten von bereits implementierten PKAs, die noch auf 5m²/EW bemessen wurden, verwendet.

Im Projektgebiet Wallsee (NÖ) gibt es trockenfallende Vorfluter. Nach Rücksprache mit der NÖ Landesregierung (WA2) ist prinzipiell die Einleitung in diese Vorfluter möglich. Für eine Beurteilung ist aber eine genauere Untersuchung erforderlich, die erst Bestandteil eines allf. Moduls 2 wäre. Für die gegenständliche Variantenuntersuchung wird vorerst davon ausgegangen, dass die höheren Anforderungen an Abwasserreinigung (hinsichtlich Nährstoffelimination und der Hygiene; bez. hygienischer Anforderungen siehe auch Kap. 4.1) durch folgende Typen erreicht werden können:

- technisch-biologische Kläranlage mit nachgeschaltetem Bodenfilter (bemessen auf ca. 1m²/EW)
- Membranbioreaktor (Kompaktanlage)

3.1.1.3 Grauwasser

3.1.1.3.1 „Reines“ Grauwasser

Da Grauwasser weniger als 50% der Stofffrachten (BSB, P, N) enthält, wurde davon ausgegangen, dass (im Vergleich zu häuslichem Abwasser) auf halbe Größe bemessene Kläranlagen ausreichend sind. Untersuchungen an einer Grauwasserpflanzenkläranlage in der Lambertsühle (Bastian et al., 2004; mündl. Auskunft Oldenburg, 2005) bestätigen diese Annahme und weisen auch darauf hin, dass die Grauwasserpflanzenkläranlage noch kleiner dimensioniert werden könnte. Folgende Kläranlagentypen wurden berücksichtigt

- Mechanische Vorreinigung + PKA (halbe Größe – 2,5 m² / EW)

Hier wurden für die Entsorgung des Primärschlammes aus der Vorreinigung 1/3 der Kosten einer Pflanzenkläranlage für „normales häusliches“ Abwasser angesetzt, da der Großteil durch die Abtrennung des Schwarzwassers nicht zur Kläranlage gelangt.

Falls aus Platzgründen keine PKA möglich ist, wurde ein Tropfkörper geplant (ebenfalls auf halbe Größe bemessen-bezogen auf EW).

3.1.1.3.2 *Grauwasser vermischt mit dem Filtrat eines Rottebehälters oder dem Ablauf eines Wirbelabscheiders*

Dieses Substrat weist im Vergleich zu „reinem“ Grauwasser eine höhere Belastung auf, die aber deutlich unter jener von häuslichem Abwasser liegt. Bei Versuchen in Schweden konnte durch die Abtrennung der Feststoffe mittels Separator eine Reduktion von Stickstoff und Phosphor um 70 % im Braunwasser erreicht werden. Es wurde weiters die Reduktion der Inhaltsstoffe durch die Feststoffabtrennung mittels Filtersäcken mit einer Maschenweite von 1,0 mm bzw. 70 µm untersucht. (Vinnerås, 2001), die eine noch höhere Abtrennungsrate aufweisen (siehe Tab. 3.1.1.3.2-1).

Tabelle 3.1.1.3.2-1. Durch Aquatron bzw. Filtersack abgetrennte Nährstoffe des Braunwassers (Vinnerås, 2001)

System	N [%]	P [%]	K [%]
Aquatron	70	70	70
Filtersack 1 mm	80	72	65
Filtersack 70 µm	79	92	-

Basierend auf den Erfahrungen in Deutschland (PKA Lambertsühle), wird für die Dimensionierung einer PKA für diesen Fall ein etwas höherer Wert von 3m²/EW angesetzt. Ebenso wird für eine Tropfkörperanlage auf ca. 3/5 der EW bemessen.

3.1.1.4 Abwasser ohne Urin

Wie in Kap. 2.1 dargestellt, beinhaltet Urin fast 80% des Stickstoffes. Dadurch werden im verbleibenden Grau-/Braunwassergemisch geringere Anforderungen an die Nitrifizierung gestellt. Im Hinblick auf die Erfüllung der Reinigungsanforderungen ergibt sich dadurch die technische Möglichkeit einer anaeroben Reinigung und einem nachgeschalteten Bodenfilter. Die anaerobe Reinigung kann entsprechend dem in Kap. 2.3.8 vorgestellten Tauchwandreaktor (ABR) erfolgen.

Für höhere Reinigungsanforderungen bei trockenfallenden Vorflutern (siehe Kap. 3.1.1.1),

könnte bei einer herkömmlichen Kläranlage die Nachreinigung mittels einem im Vergleich zu einem Bodenfilter kostengünstigerem Sandfilter (anstatt einem nachgeschaltetem Bodenfilter) erfolgen (Mitteilung Oldenburg, 2005). Dieser Sandfilter könnte z.B. auf ca. 0,5 m²/EW bemessen (es gibt dazu aber noch keine Pilotprojekte; ein geplantes Pilotprojekt in Berlin wurde nicht umgesetzt). Im Rahmen des Projektes wird diese Variante berücksichtigt, um abzuschätzen, ob sie Kostenvorteile bringen würde.

Weiters ist eine kleinere Dimensionierung einer Pflanzenkläranlage möglich (siehe 3.1.1.6).

3.1.1.5 Ablauf eines Feststoffspeichers (septic tank)

Durch die Verwendung eines Feststoffspeichers erfolgt eine Reduktion der TS um 70 %, sowie des BSB um 10 %. Auf die Nährstoffe N, P und K hat der Septic Tank keine Auswirkung. (Auskunft Orenco Systems, 2004). Es werden die gleichen Anforderungen wie für normales häusliches Abwasser angesetzt.

3.1.1.6 Technisches Entwicklungspotential

Wie in den Vorbemerkungen ausgeführt, sind die oben angeführten Reinigungsanforderungen an die Teilströme aufgrund mangelnder Erfahrungen großteils nur vorläufige Schätzwerte, die eher auf der sicheren Seite liegen. Insbesondere für den Teilstrom Grau- und Braunwasser (ohne Urin) ist hier ein gewisses Potential, insbesondere bei Pflanzenkläranlagen, vorhanden: Da nur mehr wenig N in diesem Teilstrom enthalten ist, sind keine speziellen Maßnahmen für eine Nitrifikation nötig. Daher lassen sich für die Hauptschicht des bepflanzten Bodenfilters auch gröbere Sande einsetzen. Durch die Verwendung eines gröberen Sandes (z.B. Korngröße 1-4mm) ist eine höhere hydraulische und stoffliche Belastung des Filters möglich. Daraus ergibt sich eine geringere spezifische Beetoberfläche.

Im Rahmen des Projektes „Bepflanzte Bodenfilter“ (BMLFUW, 2005) wurden Versuche mit bepflanzten Bodenfiltern, die eine 50cm starke Hauptschicht aus Sand mit einer Korngröße von 1-4 mm aufweisen, durchgeführt. Die Bodenfilter wurden mit einer spezifischen organischen Belastung von 80g CSB/m²/d (entspricht 1m²/EW_{CSB}) betrieben. Bei der Reinigung von kommunalem Abwasser wurden für die organischen Parameter und für Ammonium Eliminationsleistungen von ca. 90% erreicht (92,6% für TOC, 88,2% Ammonium).

Für den Einsatz von vertikal durchströmten, intermittierend beschickten bepflanzten Bodenfiltern für die Reinigung von Abwässern ohne Urin erscheint daher eine 50cm starke Hauptschicht aus Sand mit einer Korngröße von 1-4 mm geeignet. Der bepflanzte Bodenfilter kann mit einer spezifischen Belastung von 80g CSB/m²/d betrieben werden (entspricht 1m²/EW_{CSB}).

Allerdings liegen (aufgrund der derzeitigen geringen Nachfrage) die Kosten für den gröberen Sand noch wesentlich über den Kosten des feineren Sandes (ca.4mal teurer). Da die tatsächlichen Kosten für diese Anlagen (und auch die technische Anwendbarkeit) noch nicht bekannt sind, wurden sie für die Kostenberechnungen in Kap. 3.3 nur im Rahmen der Sensitivitätsanalyse berücksichtigt.

3.1.2 Übersicht der Möglichkeiten – „Optionenpool“

Varianten ohne Trennung der Teilströme (Gruppe A)	
<p>A0: Anschluss an bestehende KA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Freispiegelleitung - Druckleitung 	<p>A1: Dezentrale Kläranlagen</p> <ul style="list-style-type: none"> - Technische Kläranlage (TKA) - Pflanzenkläranlage (PKA) <p><i>zur Erzielung einer hohen Ablaufqualität:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - TKA/PKA + nachgesch. bepfl. Bodenfilter (BF) - Membranbioreaktor (MBR)
<p>A2: Senkgruben</p> <ul style="list-style-type: none"> - herkömmlich; 3 Sub-varianten durch die - mit Verwendung von Toiletten mit geringerer Spülwassermenge und/oder Wassersparmaßnahmen - Sammelsenkgrube 	
Varianten mit Trennung der Teilströme (Gruppe B)	
<p>B1: Trennung in Grau- und Schwarzwasser</p> <p><i>Grauwasser:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - lokale Reinigung mittels Pflanzenkläranlage/Tropfkörper - Sammlung in einem Grauwasserspeicher <p><i>Schwarzwasser:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Sammlung in SG und Transport zu zentraler Kläranlage - Sammlung in SG und Transport zu zentraler Biogasanlage - lokale Verwertung in der Landwirtschaft - zusätzlich Reduktion der Schwarzwassermenge 	<p>B2: nur Abtrennung des Urin</p> <p><i>Urin:</i></p> <p>Verwendung in der Landwirtschaft (siehe Kap. 4)</p> <p><i>Braun- und Grauwasser:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Reinigung mittels ABR und BF <p><i>zur Erzielung einer hohen Ablaufqualität:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - TKA/PKA + nachgeschalteter Sandfilter
<p>B3: Trennung in Grau-, Schwarz- und Gelbwasser (Urin)</p> <p><i>Urin: wie B2</i></p> <p><i>Grauwasser: wie B1 (wenn mit Filtrat vermischt andere Bemessung)</i></p> <p><i>Braunwasser:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Sammlung in SG und Transport zu zentraler Kläranlage - Sammlung in SG und Transport zu zentraler Biogasanlage - Sammlung in Rottebehälter und Eigenkompostierung - Sammlung in Komposttoilette (nur in unterkellerten Gebäuden) Fremdkompostierung 	<p>B4: Trennung in festen und flüssigen Anteil</p> <ul style="list-style-type: none"> - mittels Feststoffspeicher (Septic Tank) - mittels Wirbelabscheider <p><i>Feststoffspeicher:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Sammlung der festen Phase - Ableitung der flüssigen Phase zu einer TKA oder PKA (ohne Vorklärung) <p><i>Wirbelabscheider:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Kompostierung der festen Phase - Lokale Reinigung der flüssigen Phase.

Abbildung 3.1.2-1. Möglichkeiten der Abwasserentsorgung („Optionenpool“).

3.1.3 Konzeptuelle Planung

3.1.3.1 Gruppe A

3.1.3.1.1 Anschluss an eine zentrale Kläranlage (A0)

In einigen der betrachteten Gemeinden reicht das bestehende Kanalnetz nahe an die betrachteten Gemeindegebiete heran. In diesem Fall wird der Anschluss an dieses Kanalnetz und damit die weitere Einleitung in eine bestehende Kläranlage untersucht. Es werden hier zwei Varianten unterschieden:

Variante A0a: Anschluss mittels einem Freispiegelkanal

Variante A0b: Anschluss mittels einer Druckleitung und Pumpwerk

Sofern die Geländebeziehungen keine eindeutige Aussage über die Möglichkeit eines Freispiegelkanals zulassen (Detailvermessung wäre notwendig), wurden beide Varianten berücksichtigt.

3.1.3.1.2 Errichtung einer / mehrerer dezentraler Kläranlage(n) (A1)

Es werden verschiedene Varianten betrachtet, die von einer dezentralen Kläranlage für das gesamte betrachtete Gebiet bis hin zu Einzelkläranlagen für jedes Haus reichen. Entsprechend den konkreten räumlichen Verhältnissen wurden die Gebiete auch in Teilgebiete unterteilt, für die jeweils eine eigene Kläranlage betrachtet wurde. Damit ergeben sich unterschiedliche dezentrale Varianten:

Variante(n) A1.1-x: Errichtung einer/mehrerer dezentraler Kläranlagen

3.1.3.1.3 Senkgrubenentsorgung (A2)

Bei dieser Variante wird davon ausgegangen, dass das Abwasser in dichten Senkgruben gesammelt und einer ordnungsgemäßen Entsorgung zugeführt wird. Sofern die endgültige Entsorgung des Abwassers auf einer Kläranlage erfolgt, wird der Speicherinhalt für ein Abfuhrintervall von 2 Monaten ausgelegt. Bei der Entsorgung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen muss der Speicherinhalt entsprechend den einschlägigen Richtlinien für mindestens 6 Monate ausreichen. Hinsichtlich der Ausbringung des Senkgrubeninhaltes in der Landwirtschaft gibt es in den betroffenen Bundesländern unterschiedliche Regelungen, die in Kapitel 2.4 und 7.1 angeführt sind.

Folgende Varianten der Senkgrubenentsorgung werden betrachtet:

Variante A2.a: Verwendung individueller Senkgruben

Bei dieser Variante werden folgende Subvarianten unterschieden:

Variante A2a(a): Verwendung einer herkömmlichen Spültoilette. Damit ergibt sich ein durchschnittlicher täglicher Abwasseranfall im Haus von 115l/EW, d (siehe Kap. 2.1).

Variante A2a(b): Verwendung einer Trenntoilette der Marke „BB Innovation“ Damit ergibt sich ein Abwasseranfall von 83,1 l/EW, d (siehe Kap. 2.1).

Variante A2a(c): Wochenendhäuser – zusätzliche Abwasserreduktion. Für

Wochenendhäuser wird noch eine Variante mit weiteren Wassersparmaßnahmen, v.a. der Verzicht auf eine Waschmaschine (ca. 20 l/EW, d), untersucht: Dadurch ergibt sich bei Wochenendhäusern ein Abwasseranfall von ca. $63 \text{ l} / \text{E} * \text{d}$ bei Verwendung einer Trenntoilette „BB Innovation“ (siehe Kap. 2.1).

Anmerkung: Die Trenntoiletten werden hier nicht für eine getrennte Sammlung des Urins eingesetzt, sondern nur zur Reduzierung der anfallenden Spülwassermenge. Gelb- und Braunwasser werden daher unmittelbar nach der Toilette wieder zusammengefasst. Dadurch ist auch keine Installation eines zusätzlichen Gelbwasserstranges im Haus notwendig.

Variante A2b: Verwendung einer Sammelsenkgrube

Diese Variante sieht die Sammlung des Abwassers mehrerer Gebäude in einer gemeinsamen Sammelsenkgrube vor. Als Vorteil dieser Variante erweist sich, dass die Betreuung dieser Senkgrube durch ein Unternehmen mit welchem ein Entsorgungsvertrag abgeschlossen wird durchgeführt werden kann, somit für den Haushalt kein Aufwand entsteht. Nachteilig ist, dass neben den Kosten für die Errichtung und den Betrieb der Sammelsenkgrube auch die Errichtung und der Betrieb der erforderlichen Kanalisation sowie der Hausanschlüsse zu berücksichtigen ist.

3.1.3.2 Varianten mit Teilstromtrennung (B)

3.1.3.2.1 *Trennung in Schwarz- und Grauwasser (B1)*

Die beiden Fraktionen können wie folgt behandelt oder verwertet werden:

Grauwasser:

Das Grauwasser kann vor Ort gereinigt werden oder es kann mittels eines Grauwasserspeichers gesammelt und in der Landwirtschaft verwendet werden. Die Anforderungen an die Reinigungsanlage für das Grauwasser sind in Kap. 3.1.1 dargestellt. Bei der Sammlung in einem Grauwasserspeicher (diese Option kann nur von Landwirten genutzt werden) wird das gesammelte Grauwasser in weiterer Folge zur Verdünnung der Gülle verwendet. Der Bemessung der Grauwasserspeicher wird ein Anfall von $75 \text{ l} / \text{E} * \text{d}$ sowie eine Speicherdauer von mindestens 6 Monaten zugrunde gelegt.

Schwarzwasser:

Dieses wird in dichten Senkgruben gesammelt und kann dann entweder in eine Kläranlage oder eine Biogasanlage eingeleitet werden. Landwirte können das Schwarzwasser auch, entsprechend den jeweiligen oben angeführten Regelungen der Länder, in der Landwirtschaft verwerten. Wie in Kap. 2.1 dargestellt, beträgt der Schwarzwasseranfall bei einer herkömmlichen Spültoilette rd. $40 \text{ l} / \text{E} * \text{d}$. Aufgrund des Fassungsvermögens eines Güllefasses wurde der Mindestinhalt der Senkgruben mit 6 m^3 festgelegt.

Zur weiteren Reduktion der Schwarzwassermenge kann noch eine Trenntoilette eingebaut werden (siehe Variante A2a). In diesem Fall wird ebenso wie in Variante A2a der Urin unmittelbar nach der Toilette wieder dem Braunwasser zugeleitet, d.h. es ist kein eigener Gelbwasserstrang erforderlich.

Es wurden folgende Varianten berücksichtigt (siehe auch Abb. 3.1.3.2-1):

Variante B1a: Reinigung des Grauwassers vor Ort und Transport des gesammelten Schwarzwassers zu einer Kläranlage oder Biogasanlage.

Für das Schwarzwasser wird bei Landwirten von einer Verwertung in der eigenen Landwirtschaft ausgegangen. Das Schwarzwasser von Nicht-Landwirten wird entweder zu einer Kläranlage oder einer Biogasanlage transportiert.

Variante B1b: Bei dieser Variante wird das Grauwasser bei Landwirten in einem Grauwasserspeicher gesammelt. Das Schwarzwasser wird wie in Variante B1a behandelt/verwertet.

Variante B1c: Bei dieser Variante wird davon ausgegangen, dass, aufgrund der geringeren Menge und der höheren Nährstoffkonzentration, das gesamte Schwarzwasser sinnvoll vor Ort in der Landwirtschaft verwertet wird.

Weiters gäbe es noch die Möglichkeit, das Schwarzwasser über einen Wirbelabscheider (der im Keller oder außerhalb des Hauses installiert werden kann) laufen zu lassen. In diesem Fall würde der flüssige Anteil der Reinigungsanlage für das Grauwasser zugeleitet, und der feste Anteil kompostiert werden. Diese Variante wurde in Schweden angewendet. Im gegenständlichen Projekt wurde sie aber nicht berücksichtigt, da dadurch keine Kosteneinsparungen möglich sind (durch die Vermischung des Grauwassers mit dem Ablauf des Wirbelabscheiders ergeben sich höhere Anforderungen an die Reinigung).

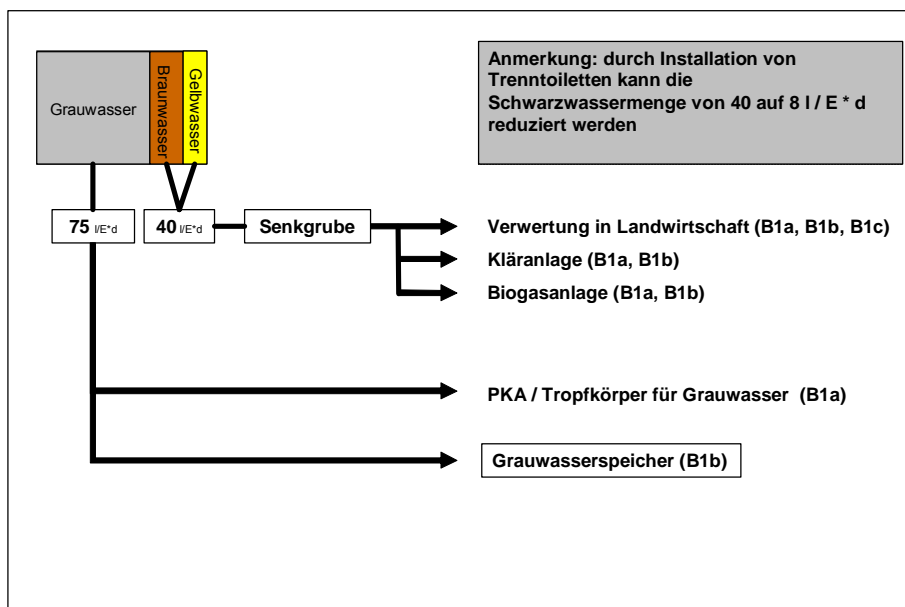


Abbildung 3.1.3.2-1. Varianten der Gruppe B1

3.1.3.2.2 Abtrennung des Urin (B2)

Durch die Abtrennung des Urins wird ein Grossteil der Nährstoffe entfernt (v.a. N – siehe Kap. 2.1 und 3.1.1). Diese Variante ist daher insbesondere bei schwachen Vorflutern interessant. Weiters kann dadurch das restliche Abwasser (Braun- und Grauwasser) getrennt kostengünstiger gereinigt werden (siehe Kap. 3.1.1).

Das Gelbwasser wird in Kunststoffbehältern, welche je nach Gebäudetyp entweder im Keller oder im Garten situiert werden, gesammelt. Da durch die Verwendung der Trenntoiletten für die Spülung von Gelbwasser nur sehr wenig Wasser (0 – 0,2 l / Spülung) erforderlich ist, werden die Speicher auf ein Entleerungsintervall von ½ Jahr bemessen. Das Gelbwasser kann dann entweder in einen zentralen Gelbwasserspeicher abtransportiert werden, und aus diesem nach einer Zwischenlagerung von etwa ½ Jahr zur Hygienisierung für landwirtschaftliche Zwecke verwendet werden (um eine ausreichende Aufenthaltsdauer zu gewährleisten wird dieses Zwischenlager in Form eines 2 Kammerbehälters ausgeführt wobei das Volumen einer Kammer jeweils zur Speicherung des Gelbwassers eines halben Jahres ausgelegt wird), oder direkt in ein Güllelager eingebracht werden. Für die Abholung

des Gelbwassers und den Transport zur Zwischenlagerung wurde angenommen, dass dies durch einen Landwirt erfolgt, welcher den Urin anschließend auch verwendet. Dieser Transport wurde in den Kostenberechnungen berücksichtigt. Erträge durch den Einsatz des Gelbwassers als Dünger (4,24 € / m³, siehe Kap. 2.4.5) werden allerdings nicht berücksichtigt, da sie zu gering sind um eine Auswirkung auf die Reihung der Varianten zu haben.

Es werden folgende Varianten unterschieden (siehe auch Abb. 3.1.3.2-2)

Variante B2a: Reinigung des Grau-Braunwassergemisches mittels einem ABR und einem nachgeschalteten Bodenfilter.

Variante B2b: Reinigung des Grau-Braunwassergemisches mittels einer technischen Kläranlage oder Pflanzenkläranlage und einem nachgeschalteten Sandfilter.

Diese Variante ist geeignet um höhere Anforderungen an den Ablauf einzuhalten (siehe Kap 3.1.1).

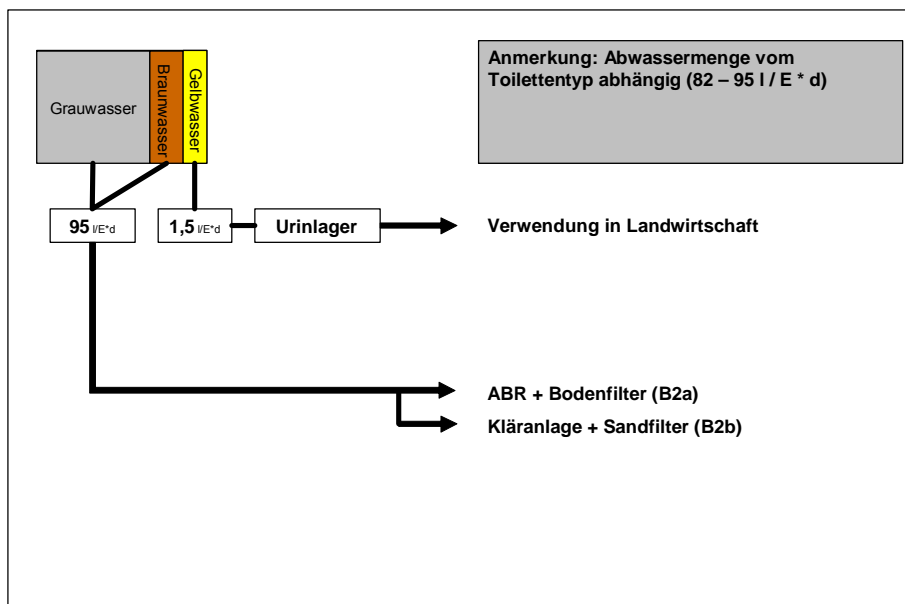


Abbildung 3.1.3.2-2. Varianten der Gruppe B2

3.1.3.2.3 Trennung von Grau-, Braun- und Gelbwasser (B3)

Bei dieser Gruppe werden die drei Teilströme Grau-, Braun- und Gelbwasser getrennt voneinander erfasst und gesammelt bzw. behandelt. Die Trennung von Gelb- und Braunwasser erfolgt durch die Verwendung von Trenntoiletten. Zur Ableitung des Gelbwassers zu einem Gelbwassertank (je nach Gebäudetyp im Keller oder Garten) ist der Einzug eines Gelbwasserstranges erforderlich. Das Braunwasser wird in Senkgruben gesammelt. Für die getrennte Ableitung des Grauwassers ist, sofern dieser nicht bereits vorhanden ist, ebenfalls der Einzug eines eigenen Grauwasserstranges erforderlich.

Das Grauwasser wird wie in den Varianten der Gruppe B1 behandelt, der Urin wird wie in den Varianten der Gruppe B2 verwertet.

Unterschiedliche Varianten in dieser Gruppe ergeben sich durch die verschiedenen Möglichkeiten der Behandlung des Braunwassers:

Prinzipiell kann es in einer Senkgrube, einem Rottebehälter oder einer Komposttoilette gesammelt und dann weiterbehandelt oder verwertet werden.

Folgende Varianten wurden berücksichtigt (siehe Abb. 3.1.3.2-3 für eine Übersicht):

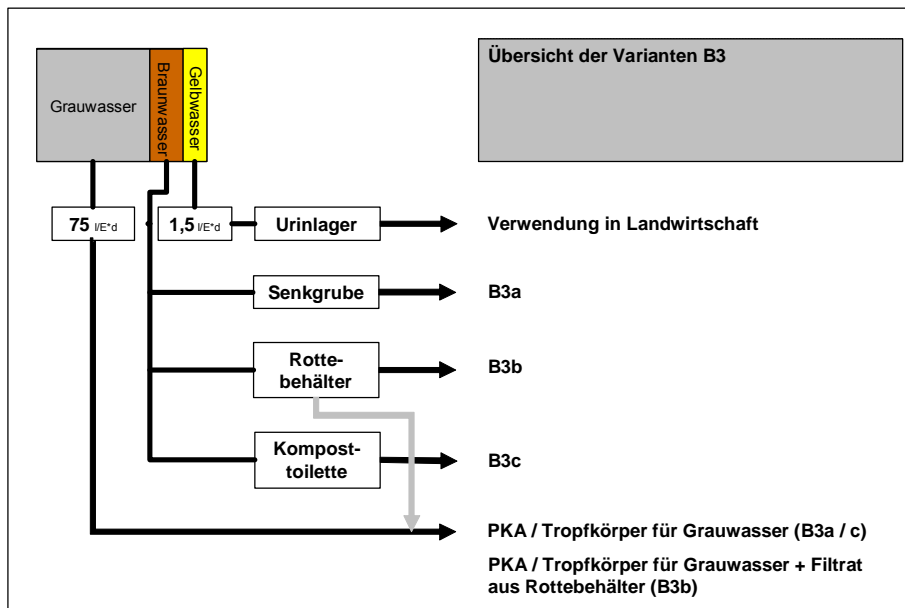


Abbildung 3.1.3.2-3. Übersicht der Varianten der Gruppe B3

Variante B3a: Sammlung des Braunwassers in einer Senkgrube

Das gesammelte Braunwasser wird zu Kläranlage oder Biogasanlage transportiert oder, bei Landwirten, direkt in der Landwirtschaft verwertet (siehe Abb. 3.1.3.2-4).

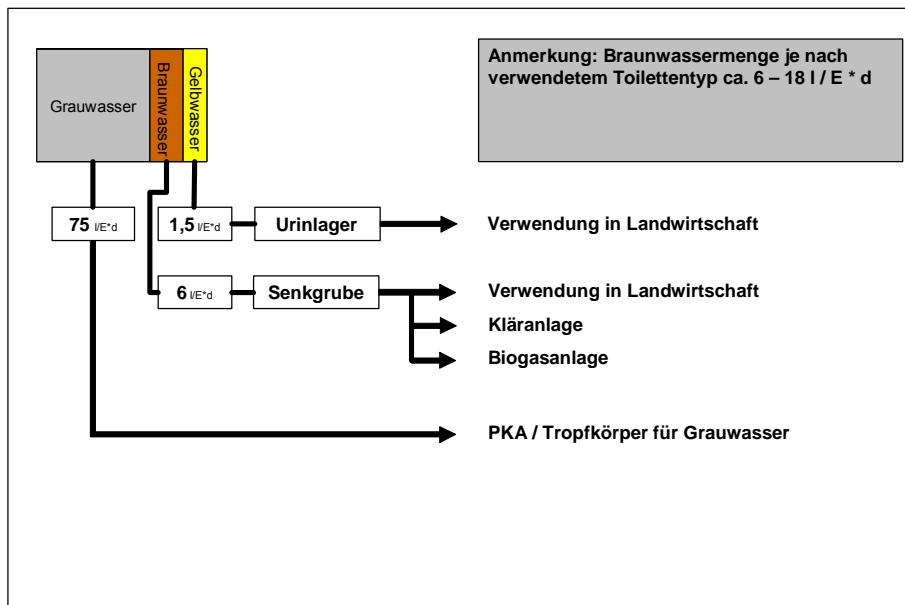


Abbildung 3.1.3.2-4. Variante B3a

Variante B3b: Sammlung des Braunwassers in einem Rottesack (siehe Abb. 3.1.3.2-5).

Das Braunwasser wird außerhalb der Gebäude in Filtersäcke eingeleitet. Dafür muss ein Rottebehälter mit Filtersäcken errichtet werden. Das aus den Säcken abtropfende Filtrat wird im Rottebehälter gesammelt, abgepumpt und gemeinsam mit dem Grauwasser in einer Pflanzenkläranlage oder einem Tropfkörper gereinigt (siehe Kap. 3.1.1). Bei dieser Pflanzenkläranlage wird eine mechanische Vorreinigung für allfällige Feinteile aus dem

Grauwasser vorgesehen. In den Berechnungen werden für die Schlamm Entsorgung 1/3 der Kosten einer konventionellen Pflanzenkläranlage angesetzt, da ein Großteil der Feststoffe durch die Filtersäcke bereits abgetrennt ist. Der Inhalt der Filtersäcke kann entweder vor Ort kompostiert werden (Eigenkompostierung) oder in eine zentrale Kompostierungsanlage abtransportiert und dort behandelt werden (Fremdkompostierung).

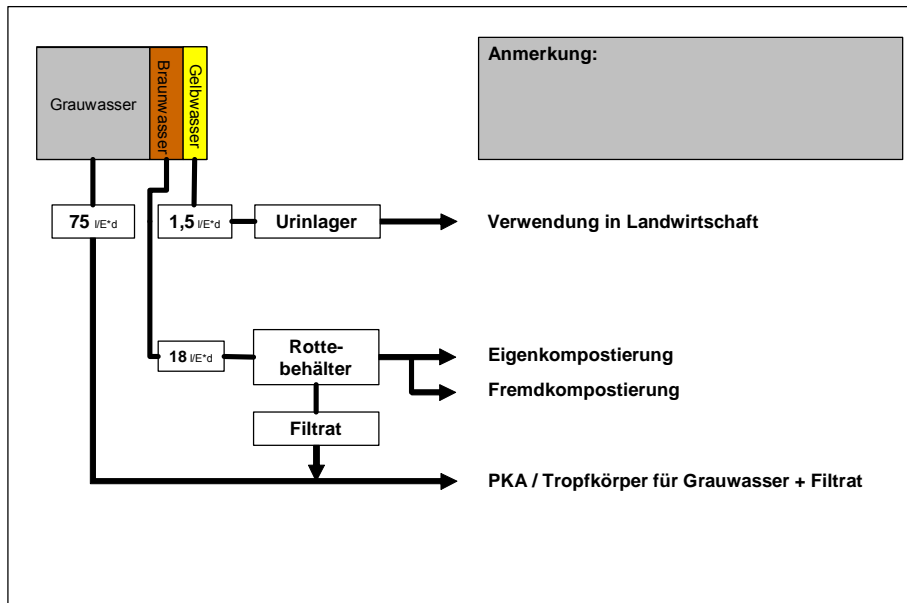


Abbildung 3.1.3.2-5. Variante B3b

Variante B3c: Sammlung des Braunwassers in einer Komposttoilette (siehe Abb. 3.1.3.2-6):

Diese Möglichkeit besteht nur bei unterkellerten Gebäuden. Es kann wieder zwischen Eigenkompostierung (in den Komposttoiletten) und zusätzlicher Fremdkompostierung (Weiterbehandlung des Inhaltes der Komposttoiletten in einer zentralen Kompostierungsanlage) unterschieden werden (siehe Kap. 2.2).

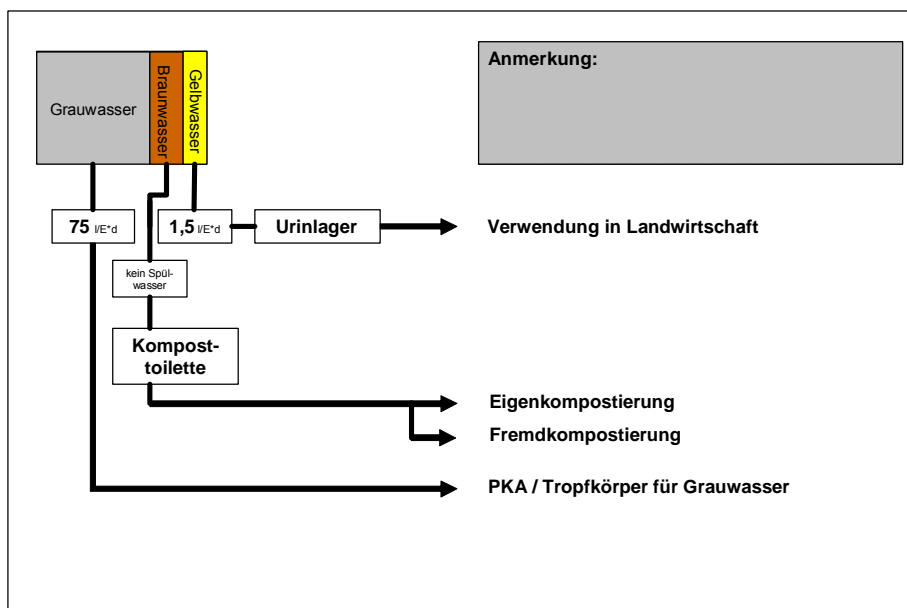


Abbildung 3.1.3.2-6. Variante B3c

3.1.3.2.4 Trennung in fest/flüssig (B4)

Hier werden 2 Varianten unterschieden:

- Variante B4a: Trennung in fest flüssig mittels einem Feststoffspeicher (septic tank)
- Variante B4b: Trennung in fest flüssig mittels einem Wirbelabscheider

Variante B4a (siehe Abb. 3.1.3.2-8):

Bei dieser Variante wird am Grundstück ein Feststoffspeicher (septic Tank) errichtet. Am Ablauf ist ein Filter angeordnet, durch den die Feststoffe zurückgehalten werden und sich im Speicher absetzen. Dieser Filter ist ein Patent von Orenco Systems. (It. Information der Autoren ist dieser Filter zurzeit in Europa noch nicht erwerbbar. Alternativ könnte ein eigener Filter auf Basis bekannter Filtermaterialien entwickelt werden).

Durch den Rückhalt der Feststoffe kann der Kanaldurchmesser reduziert werden und in Form eines PE Schlauches einfach verlegt werden (siehe Abb. 3.1.3.2-7).

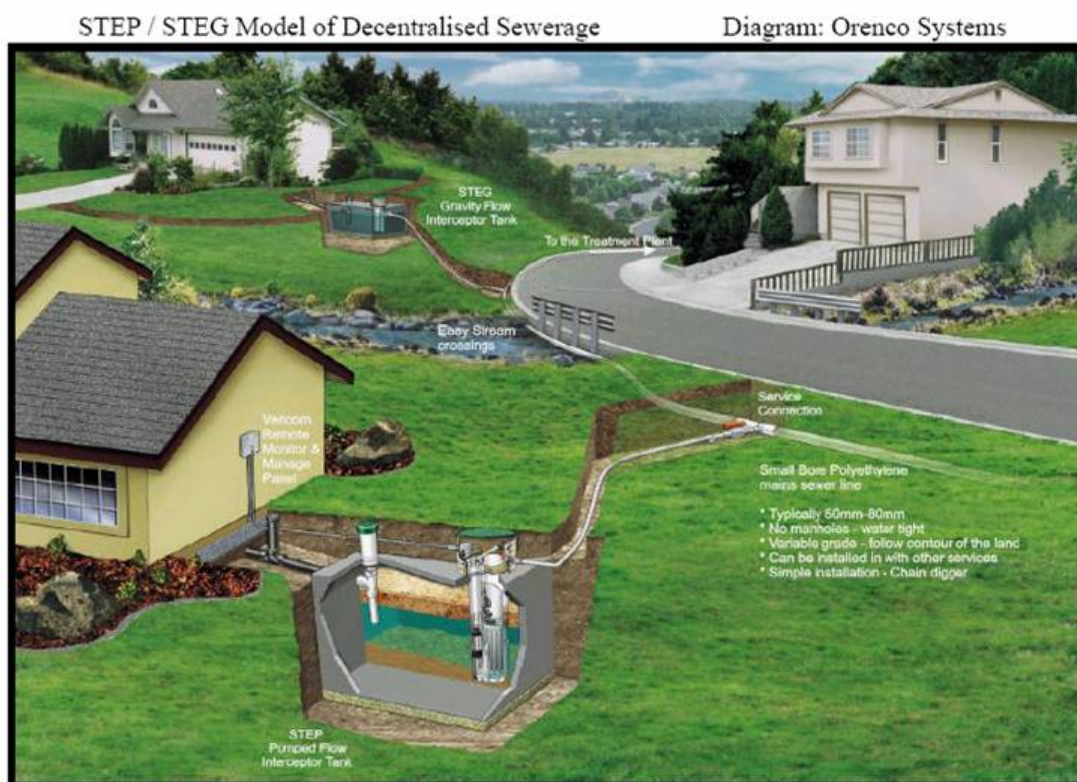


Abbildung 3.1.3.2-7. Anwendung eines "septic tank"

Dies hat eine Kosteneinsparung sowohl bei der Errichtung als auch im laufenden Betrieb zur Folge. Sofern die Höhenlage dies erfordert, kann am Ablauf des Behälters zusätzlich eine Pumpe angeordnet werden. Die Reinigung des abfließenden Abwassers erfolgt wie bei den konventionellen Varianten auf einer Technischen Kläranlage oder einer Pflanzenkläranlage. Vor der Kläranlage wird eine mechanische Vorreinigung angeordnet, es wurde ca. 1/3 der Kosten einer konventionellen Kläranlage für die Schlammensorgung angesetzt, da ein Großteil der Feststoffe in den Behältern zurückgehalten werden.

Die Entsorgung der in den Behältern verbleibenden Feststoffe wurde in den Kostenberechnungen jeweils durch einen Abtransport zu einer Übernahmestation berücksichtigt. Eine Eigenausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen wurde nicht berücksichtigt. Die Bemessung der Behälter sowie die Ermittlung des erforderlichen Entleerungsintervalls wurden nach amerikanischen Bemessungsrichtlinien durchgeführt (siehe Anhang).

Als zu entsorgende Menge wurde jeweils der gesamte Behälterinhalt angesetzt, da eine Räumung ausschließlich der Feststoffe nur schwer durchzuführen sein dürfte. Aufgrund des Entleerungsintervalls von mehreren Jahren ist allerdings der durchschnittliche jährliche Anfall gering. Für die Entsorgung wurde jeweils die im untersuchten Gebiet anfallende durchschnittliche Menge / Jahr angesetzt. Als Wartungsintervall der Filter wird von den Herstellern das Räumungsintervall der Behälter angegeben, in der Kostenberechnung wurde jedoch eine komplette Erneuerung der Filter alle 7 Jahre berücksichtigt.

Systembestandteile – Feststoffspeicher (septic tank) (West, 2003)

- Flüssigkeitsdichter Behälter (Beton, Fieberglas, event. PE)
- Filter am Behälterablauf (Filterreinigung alle 5 – 9 Jahre, gewählt Erneuerung alle 7 Jahre)
- Entleerung des Behälters durchschnittlich alle 4 – 7 Jahre, je nach Bewohneranzahl und Behältergröße bis zu 22 Jahre (siehe Tabelle im Anhang)
- Ableitung im freien Gefälle (STEG = Septic Tank Effluent Gravity) bzw. Einbau einer Pumpe in Feststoffbehälter (STEP = Septic Tank Effluent Pump)
- Leitungsdurchmesser 25 - 32 mm für Leitungen von Behälter bis Hauptkanal
- Kanaldurchmesser 40 – 76 mm für Hauptkanal
- Rohrmaterial PE – MD
- Verbindungen im Kanalnetz werden verschweißt
- Verlegung geländeparallel
- Anschluss der einzelnen Feststoffspeicher an das Ortsnetz mittels spezieller Anschlussvorrichtungen

Fehler! Es ist nicht möglich, durch die Bearbeitung von Feldfunktionen Objekte zu erstellen.

Abbildung 3.1.3.2-8. Variante B4a

Anmerkung: Über den Einsatz des “septic tanks” liegen den Autoren zurzeit nur aus den USA Erfahrungen vor. Da in den USA das Abwasser dünner ist als in Europa (Verwendung eines “grinders” für Küchenabfälle), wäre die Eignung dieses Systems in Europa erst zu überprüfen.

Variante B4b (siehe Abb. 3.1.3.2-9):

Bei dieser Variante werden wie bei B3 sowohl das Gelbwasser, als auch die Feststoffe abgetrennt. Die Abtrennung der Feststoffe erfolgt durch den Einbau eines Wirbelabscheiders über den bestehenden Senk- bzw. Jauchegruben. Die Feststoffe werden in einem in den Senk- bzw. Jauchegruben aufgestelltem Kunststoffbehälter gesammelt. Das restliche Abwasser (ohne Feststoffe und Urin) wird zu einer Behandlung auf eine Pflanzenkläranlage oder Tropfkörper geleitet. Die Größe dieser Pflanzenkläranlage oder Tropfkörper wird anhand der EW - Anzahl auf ca. 3/5 einer konventionell bemessenen Anlage abgemindert. Für die Schlamm Entsorgung werden wie bei Pflanzenkläranlagen für Grauwasser etwa 1/3 der Kosten angesetzt.

Bei der Verwendung des Wirbelabscheiders im Außenbereich ist zu beachten, dass die horizontale Entfernung vom WC-Fallstrang bis zum Wirbelabscheiders von der Spülmenge abhängig ist. Bei einer Spülmenge von 3 l ist eine maximale Entfernung von 12 m erreichbar, diese steigt mit zunehmender Spülwassermenge. Allerdings wird die Maximalentfernung bei 6l mit 20m begrenzt, da bei größeren Entfernungen die Feststoffe nicht mehr alleine sondern mit Flüssigkeit vermischt, abgetrennt werden.

Der Inhalt der Behälter muss je nach Anfall entleert und kompostiert werden. Es kann

wiederum zwischen Eigenkompostierung und Fremdkompostierung unterschieden werden.

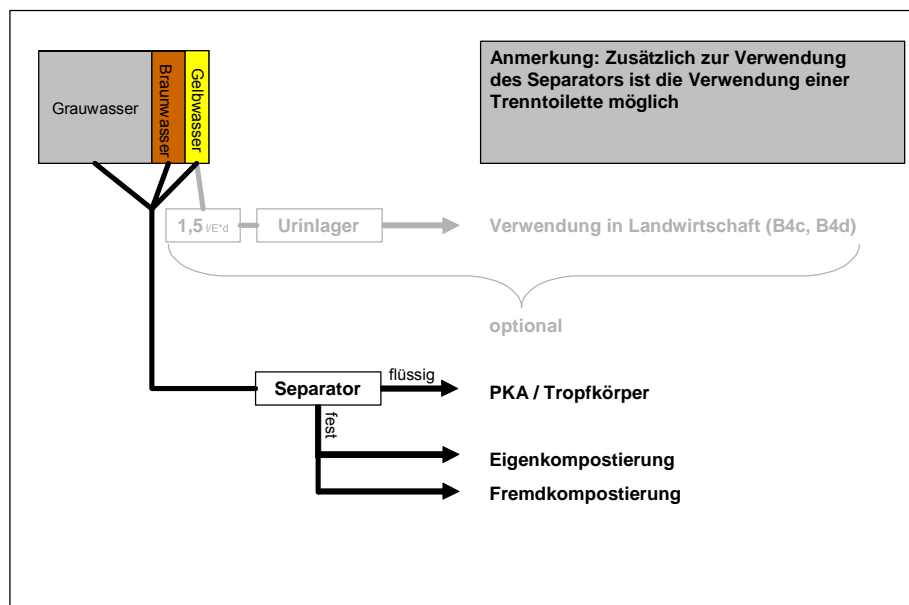


Abbildung 3.1.3.2-9. Variante B4b

Dieses System wurde nur in einigen Projektgebieten berücksichtigt (dort ist ersichtlich dass dadurch keine Kosteneinsparungen möglich sind, siehe Anhang NÖ sowie Kap. 3.1.3.2.1).

3.1.4 Konkrete Planung in den betrachteten Gemeindegebieten

Anhand des Optionenpools wurden für die betrachteten Gemeindegebiete alle Varianten geplant. Diese Planung ist den Länderanhängen ersichtlich. Die zur Kostenvergleichsrechnung herangezogenen Varianten sind im Kap. 3.3 angeführt.

3.2 Kostengrundlagen

3.2.1 Vorbemerkungen

Ziel der ökonomischen Bewertung ist ein Kostenvergleich der im vorigen Kapitel vorgestellten Varianten. Dieser Kostenvergleich dient einerseits dazu um kostengünstige alternative Möglichkeiten zu ermitteln, andererseits um die betroffenen Bürger im Zuge der Bürgerinformationsveranstaltung über die Kostenunterschiede zwischen den vorgestellten Varianten informieren zu können. Eine genaue Ermittlung der Kosten ist nicht erforderlich und ist auch im Hinblick auf die verschiedenen Kostenunsicherheiten nicht möglich.

Wie in Kap. 1.5 erläutert, wurde zu diesem Zweck eine grobe Planung der einzelnen Varianten für die betrachteten Modellgemeinden durchgeführt. Der Kostenvergleich basiert für die konventionellen Möglichkeiten auf den von den zuständigen Ämtern der beteiligten Landesregierungen ermittelten durchschnittlichen Kosten. Anpassungen dieser durchschnittlichen Kosten an die lokale Situation wurden nur in manchen Kostenberechnungen der Planer vorgenommen. Der Grund für die hauptsächliche Verwendung von durchschnittlichen Kosten für den Variantenvergleich liegt in den mangelnden Kenntnissen der spezifischen Situation vor Ort. Diese könnte nur durch spezielle Untersuchungen (Vermessung, Bodenuntersuchungen, etc.) ermittelt werden, was im Zuge dieser Studie nicht vorgesehen ist. Die Ergebnisse dieser Studie werden dadurch aber nicht beeinträchtigt, da es vor allem darum geht, generell eventuelle Kostenvorteile von alternativen Varianten aufzuzeigen. Die Kosten für die alternativen Varianten wurden entweder durch eigene Berechnungen ermittelt oder es wurden Preise von Firmen erfragt, sofern möglich, von mehreren Firmen. Im letzteren Fall wurde ein Mittelwert verwendet. Durch diese Vorgehensweise wurden teilweise Kosten mit Preisen vermischt. Dies sollte zwar im Zuge einer Variantenuntersuchung vermieden werden, führt aber im Kontext dieser Studie zu keinen nachteiligen Auswirkungen, da die Kostenunsicherheiten generell sehr hoch sind. Weiters, um diese Kostenunsicherheiten zu berücksichtigen, wurde für ausgewählte Varianten eine Kostensimulation durchgeführt. Diese ist in Kap. 3.3 genauer beschrieben. Durch diese Kostensimulation entfällt auch die Notwendigkeit, die verwendeten Kosten genau zu ermitteln.

3.2.2 Kosten für Anlagen zur Trennung und Speicherung/Behandlung der Abwasser(teil-)ströme

In diesem Kapitel werden die generellen Bandbreiten für die Kosten für die einzelnen Systemelemente dargelegt. Die genaue Berechnung der Kosten der einzelnen Systemelemente der betrachteten Varianten ist in den Länderanhängen ersichtlich.

3.2.2.1 Rechnerische Kosten für die Änderung der Hausinstallationen

Ein Großteil der Häuser in den gegenständlichen Untersuchungsgebieten wurde im Frühjahr 2004 begangen, um den Ist-Zustand der Installationen zu erheben. Basierend auf diesen Erhebungen wurden 3 durchschnittliche Haustypen definiert, für die nachfolgend Kostenberechnungen durchgeführt wurden. Diese Typen unterscheiden sich durch die räumlichen Anordnungen der Sanitär- und Nassgruppen sowie Gebäudegegebenheiten, wobei prinzipiell alle Typen 2 Geschosse und 1 WC/Geschoss aufweisen.

Weiters wurden für jeden Typ 3 Varianten der Abwasserableitung unterschieden: Bei Variante 1 erfolgt nur eine Trennung in Grau- und Schwarzwasser. Bei Variante 2 erfolgt zusätzlich eine Trennung des Schwarzwassers in Braunwasser und Urin. Bei Variante 3 erfolgt eine Abtrennung des Urin bei einer gemeinsamen Ableitung von Braun- und

Grauwasser.

Übersicht Haustypen:

Haustyp A:

Beim Typ A (2 Geschosse) liegen die Sanitärräume annähernd übereinander und es gibt in der Regel nur einen Fallstrang. Weiters besitzt das Gebäude einen Keller, an dessen Decke Leitungen nach außen geführt werden können.

Haustyp B:

Beim Typ B (2 Geschosse) liegen die Sanitärräume nicht übereinander. Aufgrund der Deckenstärke und dem Gefälle der Leitungen werden mehrere Fallstränge notwendig. Ebenso wie bei Typ A besitzt das Gebäude einen Keller an dessen Decke Leitungen nach außen geführt werden können.

Haustyp C:

Dieser Typ entspricht dem Typ B, nur besitzt Typ C keinen Keller. Die Leitungen müssen somit im Fundament bez. Estrich nach außen geführt werden. Umbauten sind dadurch erschwert und nur unter erheblichen Aufwand durchzuführen, da sämtliche Bodenbeläge aufgerissen werden müssen.

Somit können 9 Fälle hinsichtlich der Änderung der bestehenden Installationen unterschieden werden. Die detaillierten Kostenberechnungen sind in der Excel Berechnung im Anhang ersichtlich.

Fall A1:

Bei der bestehenden Anlage müssen nur die bestehenden WC-Anlagen vom bestehenden Abwasser- an einen eigenen WC-Fallstrang angeschlossen werden. Der Umbau ist relativ gering, da er nur das Einziehen eines eigenen Fallstranges beinhaltet.

Kosten: 948,- EUR

Fall B1:

Wie bei A1, nur müssen 2 WC-Fallstränge eingezogen werden, die an der Kellerdecke zusammengezogen werden.

Kosten: 1284,- EUR

Fall C1:

Wie bei B1, nur müssen die 2 zusätzlichen Fallstränge im Fundament/Estrich zusammengezogen und aus dem Gebäude geführt werden.

Kosten: 1842,- EUR

Fall A2:

Hier muss die bestehende Toilette durch eine Separationstoilette ausgetauscht werden. Weiters, sind 2 zusätzliche Fallstränge – für das Braunwasser und den Urin – einzuziehen, die an der Kellerdecke zusammengezogen werden. Die Toiletten sind anhand der tatsächlichen WC – Anzahl zusätzlich zu berücksichtigen.

Kosten: 1324,- EUR

Fall B2:

Wie A2, nur sind 4 zusätzliche Fallstränge einzuziehen. Die Toiletten sind anhand der tatsächlichen WC – Anzahl zusätzlich zu berücksichtigen.

Kosten: 1892,- EUR

Fall C2:

Wie B2, nur müssen alle Fallstränge im Fundament/Estrich zusammengezogen und aus dem Gebäude geführt werden. Die Toiletten sind anhand der tatsächlichen WC – Anzahl zusätzlich zu berücksichtigen.

Kosten: 2544,- EUR

Fall A3:

Hier muss die bestehende Toilette durch eine Separationstoilette ausgetauscht werden, wobei nur ein zusätzlicher Fallstrang - für den Urin - benötigt wird. Grau- und Braunwasser

werden in dem bestehenden Fallstrang gemeinsam abgeleitet. Die Toiletten sind anhand der tatsächlichen WC – Anzahl zusätzlich zu berücksichtigen.

Kosten: 1195,- EUR

Fall B3:

Wie A3, nur ist ein 2ter Urinfallstrang notwendig. Im Keller kann die Leitung an der Decke verzogen werden. Die Toiletten sind anhand der tatsächlichen WC – Anzahl zusätzlich zu berücksichtigen.

Kosten: 1695,- EUR

Fall C3:

Wie B3, nur muss der Urinfallstrang wieder im Fundament/Estrich nach außen verzogen wird. Die Toiletten sind anhand der tatsächlichen WC – Anzahl zusätzlich zu berücksichtigen.

Kosten: 2347,- EUR

Tabelle 3.2.2.1-1. Rechnerische Kosten für Änderungen der Hausinstallation

	Fall 1: Grauwassertrennung	Fall 2: Trennung Braun- Gelb- Grauwasser	Fall 3: Gelbwasserabtrennung
Haustyp A	948	1324	1195
Haustyp B	1284	1892	1695
Haustyp C	1842	2544	2347

Im Fall der Gelbwasserabtrennung sowie der Trennung von Braun- Gelb- und Grauwasser sind zusätzlich noch die Kosten der Separationstoiletten von

Roediger No Mix Toilette	ca. 1000	€ / Stk.
BB Innovation Trenntoilette	ca. 1000	€ / Stk.

anhand der tatsächlich erhobenen Toilettenanzahl anzusetzen.

3.2.2.2 Durchschnittskosten für Senkgruben

Die Kosten für Senkgruben werden von der Landesregierung Oberösterreich mit ca. 180 € / m³ Senkgrubeninhalt beziffert. In Niederösterreich wird für die Errichtung von „zusätzlichem Speicherraum“ von einem Durchschnittswert von 2500 € je Wohnhaus ausgegangen. Dieser ist als Mischsatz für Senkgrubenneuerrichtung / Sanierung bestehender Senkgrube / bestehende Senkgrube in Ordnung anzusehen, wobei von durchschnittlich 3,3 Personen je Wohnhaus (mündliche Auskunft DI Schallamon, WA4 NÖ Lreg.) mit einem erforderlichen Speicherraum von jeweils 8,5 m³ ausgegangen wird. Dies entspricht ca. 90 € / m³ (2500€ / 28m³ = 90 €/m³). Bei Landwirten wird davon ausgegangen, dass ausreichend Speicherraum vorhanden ist. In den konkreten Untersuchungsgebieten wurde diese Aussage hingehend ihrer Richtigkeit überprüft. Sofern diese nicht zutreffend ist, werden auch bei Landwirten Kosten für die Senkgruben angesetzt. In der Steiermark konnte seitens der Landesregierung kein Durchschnittswert angegeben werden. Es werden die Kosten für eine Neuerrichtung angesetzt, da in den Untersuchungsgebieten ohnehin kein Bestand vorhanden ist.

3.2.2.3 Kosten für Fertigteilbehälter

Die Kosten für Fertigteilbehälter werden in Niederösterreich und der Steiermark überall dort angesetzt, wo systembedingt ein Behälter erforderlich ist, und ein solcher noch nicht vorhanden ist. Dies betrifft

- Senkgruben sofern kein Bestand, welcher saniert werden kann
- Landwirte bei welchen nicht genügend Speicherraum vorhanden ist (NÖ)

- Sammelsenkgruben
- Zentrales Gelbwasserlager (sofern eine Lagerung bzw. Beigabe zur Gülle nicht direkt bei einem Landwirt möglich ist).
- Grauwasserspeicher sofern kein Bestand vorhanden

In Oberösterreich werden für die angeführten Fälle die Durchschnittskosten der Landesregierung von ca. 180 € je m³ Senkgrubeneinhalt angesetzt.

Die Kosten für Fertigteilsenkgruben (bzw. Senkgruben in Ringbauweise) wurden den Preislisten der Firmen SW - Umwelttechnik sowie Purator Wallner & Neubert Umwelttechnik entnommen. Die Kosten der Senkgruben ab Werk sind annähernd identisch. Die Aushubkosten wurden in Abhängigkeit von der erforderlichen Aushubtiefe mit

- | | | | | |
|---|-------|---------|----|-------------------|
| - | Tiefe | 0 – 2 m | 15 | €/ m ³ |
| - | Tiefe | 0 – 6 m | 20 | €/ m ³ |

(Auskunft von den beteiligten Ingenieurbüros) unter Annahme eines Böschungswinkels von 45° ermittelt. Hinzu kommen weiters die Kosten für das Fundament, die Anlieferung sowie das Versetzen in die vorbereitete Baugrube. In **Tabelle 3.2.2.3-1** werden die Investitionskosten einiger in den Variantenuntersuchungen häufig verwendeten Senkgrubengrößen angeführt. Die genaue Kostenermittlung sowie eine Auflistung sämtlicher verwendeter Größen finden sich in den Länderanhängen.

Tabelle 3.2.2.3-1. Rechnerische Errichtungskosten von Senkgruben (für ausgewählte lieferbare Größenklassen lt. Herstellerangabe) [€/ Stk]

Inhalt [m ³]	Kosten gesamt [€]
6,1	2969
15,4	6637
20,7	8697
24,3	10158

3.2.2.4 Kosten für Gelbwasserspeicher

Zur Sammlung des Gelbwassers können herkömmliche Kunststoffbehälter verwendet werden. Prinzipiell wird eine Aufstellung dieser Behälter im Keller angestrebt um keine zusätzlichen Kosten für Erdarbeiten ansetzen zu müssen. Bei nicht unterkellerten Gebäuden werden für die Errichtung im Garten Aushubkosten (0–2 m) von 15 € / m³ angesetzt. Die Kosten für die erforderliche Zuleitung im Gebäude sind in den Installationskosten berücksichtigt, für die Zuleitungen zu den Erdtanks wurden keine Kosten berücksichtigt, da sich diese in unmittelbarer Nähe der Gebäude befinden, und diese im Zuge der Herstellung der Hausanschlüsse mitverlegt werden können. Die Kosten der Behälter wurden der Preisliste der Fa. Speidel entnommen.

Tabelle 3.2.2.4-1. Rechnerische Investitionskosten für Gelbwasserspeicher [€/ Stk]

Inhalt [m ³]	Kosten (Keller)	Kosten (Garten)
0,5	249	315
1,0	338	368
1,5	469	514
2,0	645	705
3,0	-	1045

3.2.2.5 Kosten für Komposttoiletten

Für die Anwendung von Komposttoiletten ist eine Abtrennung von Urin und Grauwasser nötig. Die Kosten dafür werden entsprechend der Auflistung in Kap. 3.2.2.1 für Gebäudetyp A (mit Keller, WC übereinander) und abhängig von den bereits vorhandenen Installationen angesetzt. In den Kostenermittlungen wurden die Kosten des Großkammerkomposttoilettensystems Terra Nova angesetzt (siehe Kap. 2.2). Die Kosten dafür hängen von der Anzahl der angeschlossenen Benutzer ab.

Kostengrundlagen (Preisangaben Fa. Berger Biotechnik)

Rohrventilator	238	€ / Stk
Dachentlüftungsteil	433	€ / Stk
Kompostbehälter bis 3 Personen	2827	€ / Stk
Kompostbehälter 4 bis 5 Personen	3440	€ / Stk
Kompostbehälter 6 bis 8 Personen	4047	€ / Stk
Einbaupauschale	100	€ / Stk

Tabelle 3.2.2.5-1. Rechnerische Investitionskosten von Komposttoiletten [€ / Stk]

	bis 3 Pers.	4 bis 5 Pers.	6 bis 8 Pers.
Komposttoilette	4934	5547	6154
KT (Grauwassertrennung vorhanden)	4805	5418	6025

Die in **Tabelle 3.2.2.5-1** angeführten Kosten sind die Kosten für den Kompostierungsbehälter im Keller, zusätzlich sind die Kosten für die Separationstrenntoiletten von ca. 650 € / Stk anhand der tatsächlichen WC – Anzahl zu berücksichtigen.

Betriebskosten

Für den Betrieb der Komposttoiletten werden ein Anteil für die erforderliche Energie der Belüftung sowie ein Anteil für Strukturmaterial, welches um eine zufrieden stellende Kompostierung der Fäkalien zu erreichen beigegeben wird, berücksichtigt.

Strukturmaterial	20	€ / a
Energiekosten Belüftung 0,7 kWh / d	38	€ / a
Summe	58	€ / a

Sofern der Komposttoiletteninhalt einer Nachkompostierung zugeführt wird ist dies gesondert in Rechnung gestellt.

Nutzungsdauer: 50 a

3.2.2.6 Kosten für Rottebehälter (Neuerrichtung)

Für den Fall, dass keine Senkgrube welche zu einem Rottebehälter umfunktioniert werden kann vorhanden ist, werden für die Errichtung des Rottebehälters die Kosten einer Senkgrube mit einem Inhalt von 6,1 m³ in Rechnung gestellt. Falls eine bestehende Senkgrube verwendet werden kann, werden die Kosten für - Sanierung / Neuerrichtung / in Ordnung – in Form eines Mischsatzes angesetzt (siehe bundeslandabhängige Kosten).

Die Investitions- Wartungs- und Energiekosten der Pumpe wurden jeweils anhand der

Ansätze der Niederösterreichischen Landesregierung für Pumpwerke ermittelt. (Amt der NÖ Landesregierung, 2004).

Investitionskosten Pumpe:

Die Investitionskosten für die Pumpe werden unter Berücksichtigung der Förderhöhe anhand folgender Formel ermittelt

$$(163,07 \times h_{\text{man}} - 600,79) / 2 \quad [\text{€} / \text{Stk}]$$

Unter Annahme einer Förderhöhe von 5m ergeben sich Investitionskosten der Pumpe von

$$(163,07 \times 5 - 600,79) / 2 = \quad 110 \quad \text{€} / \text{Stk}$$

Betriebskosten Pumpe:

Die *Wartungskosten* beinhalten die Funktionskontrolle sowie die Pumpenreinigung und werden anhand der Formel

$$39,001 \times \text{EW}^{-0,5} \quad [\text{€} / \text{EW}]$$

ermittelt. Geht man von einer durchschnittlichen Anzahl von 4 Personen / Rottebehälter aus, ergeben sich Wartungskosten von

$$(39,001 \times 4^{-0,5}) \times 4 = \quad 78 \quad \text{€} / \text{a}$$

Der Ermittlung der *Energiekosten* sind folgende Annahmen zugrunde gelegt

- Mindestpumpenleistung	2,0	kW
- Fördermenge	3,0	l / s

Abwassermenge pro Jahr:

Die aus den Rottebehältern zu fördernde Abwassermenge (Filterwasser der Filtersäcke) ist vom verwendeten Toilettentyp abhängig und beträgt ca. 6 bis 20 l / E x d. Somit ergibt sich eine jährlich zu fördernde Abwassermenge bei angenommenen 4 Personen je Rottebehälter von maximal 29,2 m³ / a. Die jährliche Pumpdauer beträgt demzufolge

$$(29200 \text{ l/a} / 3 \text{ l/s}) / 3600 = \quad 2,7 \quad \text{h} / \text{a}$$

Somit ergeben sich bei einer Pumpenleistung von 2,0 kW und Energiekosten von 0,15 € / kWh

Energiekosten Rottebehälter

$$(2,7 \text{ h/a} \times 0,15 \text{ €} / \text{kWh} \times 2,0 \text{ kW}) = \quad 0,81 \quad \text{€} / \text{a}$$

Berechnung der Investitionskosten Rottebehälter:

Senkgrube 6,1 m ³		2969	€ / Stk
Druckleitung 20 m	20 x 35 € / lfm	700	€ / Stk
Pumpe für Filtrat (lt. NÖ)		110	€ / Stk
Steckalarm für Pumpe		98	€ / Stk
Summe		3880	€ / Stk

Für die Filtersäcke (2 Stk je Behälter) fallen Kosten von 60 - 80 € / Stk in Abhängigkeit der benötigten Stückzahl an (Erfahrungswerte Deutschland).

Alternativ zur Verwendung von Filtersäcken können auch Filterkörbe verwendet werden. Diese zeichnen sich durch eine einfachere Handhabung aus. Die Kosten hierfür betragen ca. 400 € / Stk

Berechnung der Betriebskosten

Diese setzen sich aus dem Anteil für die Druckleitung, die Wartung und Energie der Pumpe sowie den Kosten des erforderlichen Strukturmaterials zusammen:

Druckleitung	20x 0,4 € / lfm	8	€ / a
Betrieb		78	€ / a
Energiekosten (lt. NÖ)		ca. 1	€ / a
Strukturmaterial		20	€ / a
Summe		107	€ / a

Nutzungsdauer

Da ein Rottebehälter prinzipiell mit einem Pumpwerk mit eingehängtem Filtersack vergleichbar ist, werden dieselben Nutzungsdauern wie für Pumpwerke verwendet.

Die Nutzungsdauer der Filtersäcke beträgt 5 Jahre, jene der Filterkörbe etwa dem maschinellen Anteil des Rottebehälters (Erfahrungswerte Deutschland).

3.2.2.7 Kosten für Septic Tanks

Nachfolgende Kosten für Septic Tanks sowie die erforderlichen Filter stammen von der Firma Orenco Systems für Septic Tanks mit Auslauf im freien Gefälle (STEG – Septic Tank Effluent Gravity).

Septic Tank 3,8 m ³ (1000 gal)	1255	€ / Stk
Septic Tank 5,7 m ³ (1500 gal)	1825	€ / Stk
Filter für Septic Tank	55	€ / Stk

Sofern der Behälter mit einer Pumpe am Ablauf ausgestattet ist (STEP – Septic Tank Effluent Pump), ergeben sich folgende Kosten (Fa. Zabel)

Filter für Septic Tank	172	€ / Stk
Pumpe für Septic Tank	354	€ / Stk

Nutzungsdauer:

Für die Behälter wurden dieselben Nutzungsdauern wie von Senkgruben angenommen. Für die Filter wird eine Kontrolle bei jeder Behälterräumung empfohlen (durchschnittlich alle 7 Jahre). In den Variantenberechnungen wird von einem Filterwechsel alle 7 Jahre ausgegangen. Für Pumpen wird die Nutzungsdauer des maschinellen Anteils von Pumpwerken angewendet.

Für den Ableitungskanal (Schlauch – siehe Kap. 3.1.3.2.4) wurden die gleichen Kosten wie für Druckleitungen angesetzt (siehe Kap. 3.2.3.5).

3.2.2.8 Kosten für Wirbelabscheider (Separator)

Die Kosten für einen Separator stammen von der Firma Aquatron. Es werden je nach

Stückzahl Abschläge vom Grundpreis gewährt. Als Auffangbehälter für die vom Separator abgetrennten Feststoffe wurde ein Kunststofffass, welches in die vorhandenen Senkgruben eingestellt wird, gewählt. Für die Senkgrube, in welche der Auffangbehälter eingestellt wird, werden, sofern ein Bestand vorhanden, keine Kosten angesetzt.

Kostengrundlagen

abhängig von Stückzahl	370 - 430	€/ Stk
Kunststofffass (Regentonne)	30	€/ Stk

3.2.3 Kosten für Anlagen der Abwasserableitung und -Reinigung

3.2.3.1 Allgemein

Niederösterreich:

Nachfolgende Kosten beinhalten keine Nebenkosten. Diese können für die Bereiche Kanalisationsanlagen sowie Abwasserreinigungsanlagen anhand nachfolgender Formeln, in Abhängigkeit der Herstellungskosten (HK) ermittelt und dem entsprechenden Bestandteil (z.B. Kanal1, Kanal2, etc.) prozentuell aufgeschlagen werden. Die Nebenkosten beinhalten neben den Planungskosten auch sonstige Nebenkosten (Grundstückskosten, usw.) (Amt der NÖ Landesregierung, 2005)

Kanalisationsanlagen (%):

$$[(77,362 \times HK^{-0,1734}) + (112,55 \times HK^{-0,2295})] \times 0,8$$

Abwasserreinigungsanlagen (%):

$$[(90,252 \times HK^{-0,1734}) + (112,55 \times HK^{-0,2295})] \times 0,8$$

Oberösterreich:

Bei den Errichtungskosten der Entwässerungssysteme handelt es sich um Herstellungskosten einschließlich Nebenkosten (Planung, Bauleitung, Entschädigung, etc.) jedoch ohne Mehrwertsteuer. (Die Kosten wurden in Abstimmung mit der Oberösterreichischen Landesregierung auf Basis des Leitfadens für den ländlichen Raum – „Abwasserentsorgung in der Gemeinde“, 1999 ermittelt). Die Kosten für Kläranlagen beinhalten nicht den Grunderwerb.

Steiermark:

In den Kostenansätzen sind die Nebenkosten (Projektierung, Bauaufsicht, Entschädigungen usw.) enthalten, nicht aber die gesetzliche Mehrwertsteuer. (Merkblatt zur Variantenuntersuchung, 2002)

3.2.3.2 Freispiegelkanäle

Da die Kosten für Freispiegelkanäle der einzelnen Bundesländer nicht direkt vergleichbar sind (Nebenkosten, verbautes / unverbautes Gebiet, Ortsnetz / Verbindungsleitung) werden sie wie aus den Berechnungsprogrammen entnommen bzw. zur Verfügung gestellt übernommen. Es wird zudem die jeweilige Bezeichnung der Landesregierungen beibehalten.

Tabelle 3.2.3.2-1. Investitionskosten von Freispiegelkanälen [€ / lfm]

Bezeichnung	NÖ ¹	OÖ	Stmk
Ortsnetz	130		
Verbindungsleitung	105		
Freispiegelkanal DN 250		140 ²	
Freispiegelkanal DN 250 verbautes Gebiet			160
Freispiegelkanal DN 250 unverbautes Gebiet			125

Tabelle 3.2.3.2-2. Betriebskosten von Freispiegelkanälen [€ / lfm]

Bezeichnung	NÖ	OÖ	Stmk
Ortsnetz	1,0		
Verbindungsleitung	0,75		
Freispiegelkanal DN 250		1,0	
Freispiegelkanal DN 250 verbautes Gebiet			0,75
Freispiegelkanal DN 250 unverbautes Gebiet			0,36

Niederösterreich:

Die Errichtungskosten wurden aufgrund von Erfahrungswerten (Auswertung von abgerechneten Kanalbaustellen, Statistik der Abteilung Siedlungswasserwirtschaft usw.) ermittelt. In den angeführten Kosten sind die Nebenkosten nicht enthalten. Bei den Errichtungskosten gibt es für die verschiedensten Bereiche Abschläge. (Bericht Kosten, 2005).

- reines Grünland - 20 %
- Tiefe < 1,5 m - 10 %
- Keine Servitutsabgeltung - 5 %
- Wiederherstellung in Eigenregie - 5 %
- Mithilfe bei Erdarbeiten - 10 %

Steiermark:

In der Steiermark werden neben den in **Tabelle 3.2.3.2-1** angegebenen Kosten weiters Investitionskosten für andere DN angegeben. Die Betriebskosten der **Tabelle 3.2.3.2-2** gelten für sämtliche DN, in Abhängigkeit von verbaulichem bzw. unverbaulichem Gebiet.

3.2.3.3 Hausanschlüsse**Tabelle 3.2.3.3-1.** Investitionskosten Hausanschlüsse [€ / Stk]

NÖ	OÖ	Stmk	Schwankungsbreite 100 - max [%]
700 (bis 5 m)	1000	1300	186

Keine Betriebskosten bei Hausanschlüssen

Niederösterreich:

Die in **Tabelle 3.2.3.3-1** angeführten Investitionskosten gelten für Hausanschlüsse mit einer Länge von maximal 5 m. Für > 5m sind 65 € / lfm zu berücksichtigen. Folgende Abschläge sind möglich:

- Wiederherstellung in Eigenregie - 10 %

¹ Ohne Nebenkosten

² aktualisierten Kosten 135 €/lfm (Stand Juni 2005) (in der Kostenberechnung wurden noch 140 €/lfm angesetzt)

- Mithilfe bei Erdarbeiten - 10 %

3.2.3.4 Pumpwerke

Um die Kostenansätze der Pumpwerke, insbesondere NÖ, Stmk (Berechnungsprogramm) vergleichen zu können, wurde jeweils eine theoretische Förderhöhe angenommen. Die Druckleitungslänge wurde mit 0m festgelegt, da in den Betriebskosten der Pumpwerke der Steiermark die Betriebskosten der Druckleitung in die Betriebskosten der Pumpwerke Eingang finden, und dadurch die Kosten nicht mehr vergleichbar wären.

Tabelle 3.2.3.4-1. Investitionskosten Pumpwerke [€ / EW]

EW	H _{geo} [m]	NÖ ³	OÖ	Stmk	100 - max.[%]
4	10	863	545	1455	267
10	10	414	-	582	141
50	15	200	-	146	137
100	15	225	290	200	145

Tabelle 3.2.3.4-2. Betriebskosten Pumpwerke [€ / EW]

EW	H _{geo} [m]	NÖ	OÖ	Stmk	100 - max.[%]
4	10	28	36	66	238
10	10	16	-	31	198
50	15	9	24	9	146
100	15	6	-	6	115

In **Tabelle 3.2.3.4-2** wurden die Energiekosten nicht berücksichtigt.

Die Tabellen stellen nur einen groben Vergleich dar, da in Abhängigkeit der Förderhöhe die Auswahl der jeweiligen erforderlichen Pumpe erfolgt. In die Kostenberechnungen gehen die tatsächlichen Förderhöhen und Druckleitungslängen und somit die jeweils korrekten Kosten der Pumpen ein.

3.2.3.5 Druckleitungen

Tabelle 3.2.3.5-1. Investitions- und Betriebskosten für Druckleitungen [€ / lfm]

	NÖ	OÖ	Stmk	100 - max.[%]
Investitionskosten	100 ⁴	55	55 ⁵	182
Betriebskosten	0,4	- ⁶	- ⁷	100

Niederösterreich:

Ausgehend von den Grundkosten je lfm können, wie bei den Freispiegelkanälen, folgende Abschläge erfolgen

- reines Grünland - 20 %
- Tiefe < 1,5 m - 10 %

³ ohne Nebenkosten

⁴ ohne Nebenkosten

⁵ Druckleitung DA 75

⁶ aktualisierte Kosten 0,25 €/lfm (Stand Juni 2005) (in der Kostenberechnung wurden noch 0,4 €/lfm angesetzt)

⁷ in BK des Pumpwerks enthalten

- Keine Servitutsabgeltung - 5 %
- Wiederherstellung in Eigenregie - 5 %
- Mithilfe bei Erdarbeiten - 10 %

Sofern die Verlegung mittels Sonderverfahren möglich ist, sind folgende Kosten anzusetzen:

- Pflugverlegung bis DN 80 30 € / lfm
- Pflugverlegung bis DN 150 45 € / lfm

Wird die Druckleitung mit einem Freispiegelkanal mitverlegt, betragen die Kosten dafür

- Mitverlegung mit Freispiegelkanal 35 € / lfm

Oberösterreich:

Die Investitionskosten betragen 55 € / lfm für Druckleitungen von DA 50 bis DN 100. Da zu den Betriebskosten keine Angaben gemacht wurden, werden die BK für Druckleitungen in Niederösterreich verwendet.

Steiermark:

Die Investitionskosten sind jeweils vom Durchmesser abhängig (DA 50 bis DN 300) und bewegen sich zwischen 29 und 115 € / lfm. Die Betriebskosten werden nicht gesondert berücksichtigt, sondern sind in den Betriebskosten der Pumpwerke mitberücksichtigt.

3.2.3.6 Unterdruckentwässerung

3.2.3.6.1 *Investitionskosten*

Die Investitionskosten für die Vakuumstation stammen von der Firma Etertec für eine Anlage für 15 Gebäude (ca.45EW). In den Untersuchungsgebieten wurde allerdings, da meist eine billigere Ableitung im freien Gefälle möglich ist, dieses System nicht angewandt.

Tabelle 3.2.3.5-1. Investitionskosten für Unterdruckentwässerung (Fa. Etertec)

Bezeichnung		
Vakuumstation (für ca. 15 Gebäude - 45 EW)	67000	€ / Stk
Biofilter	726	€ / Stk
Hausanschlussschacht (komplett)	1890	€ / Stk
Hausanschlussleitung (durchschnittlich 7 lfm)	73	€ / lfm
Kanalleitung (für Vakuumkanal, PVC, PEHD)	75	€ / lfm
Druckleitung (von der Vakuumstation)	58	€ / lfm

3.2.3.7 Anlagen zur Abwasserreinigung

3.2.3.7.1 *Investitionskosten*

In den Investitionskosten der Kläranlagen in Oberösterreich und der Steiermark sind die Nebenkosten enthalten. Für Kläranlagen in Niederösterreich sind die Nebenkosten anhand der unter 3.2.3.1 angeführten Formel in Abhängigkeit der Herstellungskosten zu ermitteln.

In den Investitionskosten der Anlagen bis 50 bzw. 70 EW (NÖ) sind jeweils die Kosten von

Fertigteilanlagen mit integriertem Schlamm Speicher angesetzt. Ein Betriebsgebäude ist bei diesen Anlagengrößen nicht vorgesehen. Für den Grunderwerb sind ebenfalls keine Kosten berücksichtigt.

In den Investitionskosten der Anlagen bis 50 bzw. 70 EW (NÖ) sind jeweils die Kosten von Fertigteilanlagen mit integriertem Schlamm Speicher angesetzt. Ein Betriebsgebäude ist bei diesen Anlagengrößen nicht vorgesehen. Für den Grunderwerb sind in der Steiermark die Kosten inkludiert, in Ober- und Niederösterreich sind diese nicht enthalten.

Bei Anlagen von 51 bis 500 EW (OÖ) bzw. 51 bis 200 EW (Stmk) bzw. 71 EW bis 500 EW (NÖ) ist jeweils ein kleines Betriebsgebäude mitberücksichtigt. Der Schlamm Speicher ist bei Anlagen in der Steiermark und in Oberösterreich inkludiert, in Niederösterreich muss dieser, oder alternativ ein Vererdungsbeet, gesondert berücksichtigt werden. Die Kosten für den Grunderwerb sind in Niederösterreich nicht inkludiert, in der Steiermark und in Oberösterreich sind sie bereits enthalten.

Tabelle 3.2.3.6.1-1. Investitionskosten Technischer Kläranlagen [€ / EW]

EW	NÖ ⁸	OÖ	Stmk	100 - max. [%]
5	1751	1500	1975	132
20	964	800	1066	133
50	650	500	847	169
80	1043	750	764	139

Für den Fall dass Mehrkammeranlagen (3 Kammern) bereits vorhanden sind, können diese durch den Einbau eines Nachrüstsatzes zu einer biologischen Kläranlage umgerüstet werden. Die angeführten Kosten sind ab Werk, ohne Einbau.

Tabelle 3.2.3.6.1-1. Investitionskosten SBR- Nachrüstsatz (Fa. SW - Umwelttechnik, Preisliste Stand 2004)

Bezeichnung	EW	€	€ / EW
Aquamax 5N / 200	5	4980	996
Aquamax 6N / 250	6	5450	908
Aquamax 8N / 200	8	5920	740
Aquamax 8N / 250	8	5920	740
Aquamax 16N	16	8730	545

3.2.3.7.2 Betriebskosten

In den Betriebskosten aller Bundesländer sind die Kosten für Eigen- und Fremdüberwachung, Wartung (Wartungsvertrag), Energie und Analysen enthalten. Die Kosten für die Schlamm Entsorgung sind in Ober- und Niederösterreich ebenfalls inkludiert, in der Steiermark sind diese gesondert anzusetzen.

Tabelle 3.2.3.6.2-1. Betriebskosten Technischer Kläranlagen [€ / EW]

EW	NÖ	OÖ	Stmk ⁹	Schwankungsbreite 100 - max. [%]
5	146	157	93	132
20	65	79	66	133
50	39	43	53	169

⁸ ohne Nebenkosten

⁹ ohne Kosten für Schlamm Entsorgung

80	67	36	47	139
----	----	----	----	-----

3.2.3.8 Pflanzenkläranlagen

3.2.3.8.1 *Investitionskosten*

In den Kosten der Landesregierungen Oberösterreich und Steiermark sind die Nebenkosten bereits enthalten, in Niederösterreich können sie anhand der unter 3.2.3.1 angeführten Formel in Abhängigkeit der gesamten Herstellungskosten der Anlagen der Abwasserreinigung ermittelt werden. Die Anlagen werden in sämtlichen Bundesländern ohne Betriebsgebäude ausgeführt. Für den Grunderwerb sind keine Kosten berücksichtigt.

Tabelle 3.2.3.7.1-1. Investitionskosten für Pflanzenkläranlagen [€ / EW]

EW	NÖ ¹⁰	OÖ	Stmk	100 - max. [%]
5	1228	-	1975	161
10	1022	1000	1390	139
15	918	1000	1178	128
20	851	1000	1066	125
50	668	-	847	127

Niederösterreich:

Die Pflanzenanlagen werden mittels Bausatz unter Anleitung des Planers und durch Beauftragung eines Bauunternehmens errichtet. Die maximale Anlagengröße beträgt (im Berechnungsprogramm) 70 EW. Die Einbringung von Eigenleistungen kann durch einen Abschlag von 15 % auf die Arbeitskosten berücksichtigt werden. Die in **Tabelle 3.2.3.7.1-11** angegebenen Kosten beinhalten **nicht** die Nebenkosten.

Oberösterreich:

Die Errichtungskosten hängen sehr stark von den Bodenverhältnissen und der Höhe der Eigenleistungen ab. Sie sind weitgehend unabhängig von der Ausbaugröße. Die Maximalgröße wird mit 20 EW angegeben.

Steiermark:

Es gelten dieselben Kostengrundlagen wie für Technische Kläranlagen. Die Obergrenze für die Errichtung von Pflanzenkläranlagen ist mit 50 EW angegeben, bzw. es werden zumindest keine Kosten für Anlagen > 50 EW angegeben.

3.2.3.8.2 *Betriebskosten*

Tabelle 3.2.3.7.2-1. Betriebskosten für Pflanzenkläranlagen [€ / EW]

EW	NÖ	OÖ	Stmk	100 - max. [%]
5	88	-	93	106
10	66	79	79	120
15	55	43	71	165
20	50	36	66	183

¹⁰ ohne Nebenkosten

50	35	-	53	151
----	----	---	----	-----

In den Betriebskosten aller Bundesländer sind die Kosten für Eigen- und Fremdüberwachung, Wartung (Wartungsvertrag) und Analysen enthalten. Die Kosten für die Schlamm Entsorgung sind in Ober- und Niederösterreich ebenfalls inkludiert, in der Steiermark sind diese gesondert anzusetzen.

3.2.3.9 Pflanzenkläranlagen für Grauwasser

Für die Reinigung ausschließlich des Grauwassers werden ausgehend von den Investitions- und Betriebskosten von Pflanzenkläranlagen für häusliches Abwasser der jeweiligen Landesregierung folgende Abminderungen angenommen (Erfahrungswerte Deutschland)

- Investitionskosten einer PKA mit halber EW – Anzahl
- Betriebskosten einer PKA mit halber EW – Anzahl
- 1/3 der Kosten für Schlamm Entsorgung der tatsächlichen EW – Anzahl.

3.2.3.10 Tropfkörperanlagen für Grauwasser

Diese werden dort errichtet, wo zur Reinigung des Grauwassers die Errichtung von Pflanzenkläranlagen aufgrund beengter Ortsverhältnisse nicht möglich ist. Es werden wie bei Pflanzenkläranlagen für Grauwasser folgende Abminderungen getroffen:

- Investitionskosten einer Technischen Kläranlage mit halber EW – Anzahl
- Betriebskosten einer Technischen Kläranlage mit halber EW – Anzahl
- 1/3 der Kosten für Schlamm Entsorgung der tatsächlichen EW – Anzahl.

3.2.3.11 Pflanzenkläranlagen für Grauwasser + Filtrat (eines Rottebehälters)

Es werden folgende Abminderungen, ausgehend von Pflanzenkläranlagen für ungetrenntes Abwasser getroffen.

- Investitionskosten einer PKA mit 3/5 der tatsächlichen EW – Anzahl
- Betriebskosten einer PKA mit 3/5 der tatsächlichen EW – Anzahl
- 1/3 der Kosten für Schlamm Entsorgung der tatsächlichen EW – Anzahl.

3.2.3.12 Tropfkörperanlage für Grauwasser + Filtrat (eines Rottebehälters)

Diese werden dort errichtet, wo zur Reinigung des Abwassers die Errichtung von Pflanzenkläranlagen aufgrund beengter Ortsverhältnissen nicht möglich ist. Wie bei Pflanzenkläranlagen für Grauwasser werden folgende Abminderungen angenommen

- Investitionskosten einer technischen Kläranlage mit 3/5 der tatsächlichen EW – Anzahl
- Betriebskosten einer technischen Kläranlage mit 3/5 der tatsächlichen EW – Anzahl
- 1/3 der Kosten für Schlamm Entsorgung der tatsächlichen EW

3.2.3.13 Membranbelebungsanlagen

Da seitens der Landesregierungen keine Kosten für MBR - Anlagen zur Verfügung gestellt werden konnten, wurden die Kosten bei den Herstellern direkt erfragt. Da in den Untersuchungsgebieten Anlagen mit Größen über 4 bzw. 8 EW erforderlich sind, wurde stets auf die Kosten der Firma Mall bzw. Rotreat zurückgegriffen.

3.2.3.13.1 Investitionskosten (Anlagen Fa. Mall bzw. Rotreat)

Die Grundkosten ab Werk stammen von der Firma Rotreat bzw. Firma Mall. Diese sind weitgehend ident (Unterschied ca. 1%). Zusätzlich wurden die Kosten für die Anlieferung, den Aushub sowie das Versetzen in die vorbereitete Baugrube berücksichtigt.

Tabelle 3.2.3.12.1-1. Investitionskosten Membranbelebungsanlagen (Fa. MALL, Stand 2005)

Typ	EW bis	Grundpreis [€]	Transport [€]	Versetz [€]	Montage [€]	Geräte [€]	Aushub [€]	Summe [€]
Ultrasept	4	7670	275	25	500	670	983	10123
Ultrasept	6	8270	275	25	500	670	969	10709
Ultrasept	8	9030	330	25	500	670	1234	11789
Ultrasept	12	11520	490	25	500	670	1416	14621
Ultrasept	16	12270	490	25	500	670	2279	16234
Ultrasept	20	14370	490	25	500	670	4052	20107
Ultrasept	25	16800	655	25	500	670	4558	23208
Ultrasept	30	18880	655	25	500	670	4558	25288
Ultrasept	35	21250	655	25	500	670	4558	27658
Ultrasept	40	24600	655	25	500	670	5100	31550
Ultrasept	50	27090	655	25	500	670	5742	34682

Sofern bereits Mehrkammeranlagen vorhanden sind, können diese mit einem Membranmodul nachgerüstet werden.

Tabelle 3.2.3.12.1-2. Investitionskosten Membranmodul (Fa. MALL, Preisliste Stand 2002)

Typ	EW bis	Grundpreis [€]
-----	--------	-------------------

Ultrasept	4	4820
Ultrasept	6	5370
Ultrasept	8	5850
Ultrasept	12	7050
Ultrasept	16	7440
Ultrasept	20	8990
Ultrasept	25	10230
Ultrasept	30	11500
Ultrasept	35	13060
Ultrasept	40	14320
Ultrasept	50	16620

Diese Option wurde allerdings nicht berücksichtigt, da sie gegenüber einer gemeinsamen Anlage bereits für die Investitionskosten wesentlich teurer ist (z.B. Wallsee –Schaching: 11 Häuser: bei Aufrüstung: $11 \cdot 4820 = 53.020$ EUR; 1 Einzelanlage für 46EW = ca. 33.000 EUR).

3.2.3.13.2 *Energiekosten (Anlagen Fa. Mall bzw. Rotreat)***Tabelle 3.2.3.12.2-1.** Energiekosten Membranbelebungsanlagen (Fa. MALL, 2005)

Typ	EW bis	kWh / d	kWh / a	Kosten / a [€]
Ultrasept	4	2,40	876	131
Ultrasept	6	5,21	1902	285
Ultrasept	8	5,21	1902	285
Ultrasept	12	6,24	2278	342
Ultrasept	16	7,49	2734	410
Ultrasept	20	12,29	4486	673
Ultrasept	25	11,14	4066	610
Ultrasept	30	12,48	4555	683
Ultrasept	35	13,63	4975	746
Ultrasept	40	13,63	4975	746
Ultrasept	50	15,36	5606	841

3.2.3.13.3 *Betriebskosten (Anlagen Fa. Mall bzw. Rotreat):*

Es wurde von den Betriebskosten von technischen Kläranlagen der jeweiligen Landesregierungen ausgegangen und diese um einen Anteil für die Filterregeneration von 700 € / a erhöht. Die Energiekosten werden anhand der **Tabelle 3.2.3.12.2-1** berücksichtigt.

3.2.3.13.4 *Investitions- Wartungs- und Energiekosten (MBR Anlage Fa. Busse)*

Die Kosten für Lieferung beinhalten neben der Anlieferung auch das Aufstellen und die Inbetriebnahme der Anlage. Die Kosten für Wartung beinhalten eine technische Funktionskontrolle aller Aggregate (Belüfter, Pumpen usw.), die Schlammfentfernung bzw. Schlammabsenkung sowie falls erforderlich einen Filterwechsel (Regeneration). Das Wartungsintervall bewegt sich zwischen 8 und 12 Monaten (Bio MIR 4 EW) und 6 und 10 Monaten (Bio MIR 8 EW). Zur Kostenermittlung wurde jeweils das kürzere Intervall herangezogen. Der Energiekostenermittlung (1,8 kWh / d (BioMIR 4 EW) bzw. 3,2 kWh / d (BioMIR 8 EW)) liegt ein Strompreis von 0,15 € / kWh zugrunde.

Da bei diesen Anlagen prinzipiell eine Aufstellung im Keller angestrebt wird, sind im Gegensatz zu den Anlagen der Firmen Rotreat bzw. Mall keine Aushubkosten erforderlich.

Tabelle 3.2.3.12.4-1. Investitions- Betriebs- und Energiekosten von MBR Anlagen Fa. Busse

Typ	EW	Grundpreis [€]	Lieferung [€]	IK ges [€]	Wartung [€]	Intervall [1/a]	Wartung [€/a]	Energie [€/a]
BioMIR	4	7100	770	7870	230	1,5	345	99
BioMIR	8	11100	770	11870	350	2	700	175

Für die Variantenuntersuchungen wurden jeweils die Kosten der Firma Mall verwendet, da für die Anlagen der Fa. Busse nur Kosten über Einzelanlagen (4 und 8EW) vorliegen.

3.2.3.14 Biogasanlagen

Bei der Kostenermittlung für Biogasanlagen (ABR sowie lokale landwirtschaftliche

Biogasanlage) wurde davon ausgegangen, dass der bauliche Teil der Anlage mit jenem einer technischen Kläranlage kostenmäßig übereinstimmt, hinzu kommen allerdings anstatt der mechanischen Ausrüstung einer Kläranlage für eine Biogasanlage spezifische Kosten für

- Entschwefelung	500	€
- Gastherme	4500	€
- Gasspeicher	2000	€
- Gasleitungen	2000	€

Für den baulichen Anteil wurde auf die Kostengrundlagen für technische Kläranlagen der jeweiligen Landesregierung zurückgegriffen.

Somit ergeben sich Investitionskosten von

baulicher Teil	60 %	einer techn. Kläranlage
maschineller Teil	9000	€

Die Betriebskosten wurden, da Kosten für eine Belüftung sowie für Pumpen entfallen mit 1/3 einer technischen Kläranlage angesetzt (geringere Energie- und Wartungskosten). Hinzukommen jedoch Kosten für die jährliche Thermenkontrollprüfung von 120 € / a.

3.2.3.14.1 ABR – Anlage (Anaerobic Baffle Tank Reactor)

Da eine Einhaltung der geforderten Ablaufgrenzwerte nur durch eine vorherige Abtrennung des Urins erreicht werden kann, sind zu den unter 3.2.3.14 angeführten Kosten die Kosten für diese Gelbwasserabtrennung zu berücksichtigen. Zudem wird der ABR Anlage zur weitergehenden Reinigung ein Bodenfilter nachgeschaltet.

Es werden die Investitions- und Betriebskosten einiger ausgewählter Anlagengrößen angeführt, wobei auf die Kostengrundlagen aus Niederösterreich zurückgegriffen wurde. Für die Bundesländer Oberösterreich bzw. Steiermark ergeben sich davon abweichende Kosten, da als Grundlage der Kostenermittlung die Kläranlagenerrichtungs- bzw. Betriebskosten der jeweiligen Landesregierung angesetzt werden. Die Kosten für die in den Untersuchungsgebieten betrachteten Anlagen finden sich im Anhang.

Tabelle 3.2.3.13.1-1. Rechnerische Investitions- und Betriebskosten von ABR Anlagen¹¹ [€/EW]

EW	IK ¹²	BK
5	2961	73
10	1790	44
20	1140	28
50	680	15
75	845	24

3.2.3.14.2 Lokale landwirtschaftliche Biogasanlage

Im Untersuchungsgebiet Breitau (Weißenbach / Enns (Stmk)) befindet sich ein Landwirt, welcher eventuell die Errichtung einer landwirtschaftlichen Biogasanlage in Erwägung zieht. Nachfolgend werden die Mehrkosten für die Mitbehandlung von Schwarz- bzw. Braunwasser

¹¹ auf Basis der Kosten für Kläranlagen in Niederösterreich

¹² inklusive Bodenfilter

ermittelt.

Fall 1) Kosten einer lokalen landwirtschaftlichen Biogasanlage

Es werden die Investitions- und Betriebskosten einer Biogasanlage für landwirtschaftliche Zwecke unter Zuhilfenahme des Berechnungsprogramms der Steiermärkischen Landesregierung ermittelt, wobei davon ausgegangen wird, dass 80 GVE etwa 25 EW entsprechen. (Mitteilung Holubar, 2005)

Fall 2) Kosten einer lokalen landwirtschaftlichen Biogasanlage für landwirtschaftliche Zwecke + Behandlung von Schwarzwasser

Zusätzlich zu den 80 GVE = 25 EW werden die 33 EW des Untersuchungsgebietes berücksichtigt. Die Kosten wurden ebenfalls dem Berechnungsprogramm der steiermärkischen Landesregierung entnommen.

Fall	EW (EGW)	IK	BK
Fall 1 (lw. Biogasanlage)	25	23937	503
Fall 2 (lw. Biogasanlage + Schwarzwasser)	58	37630	951
Mehrkosten für lw. Biogasanlage	33	13693	448

Da in der landwirtschaftlichen Biogasanlage nur das Schwarz- bzw. Braunwasser behandelt wird, ist für die Reinigung des Grauwassers zusätzlich die Errichtung einer Pflanzenkläranlage zu berücksichtigen. Eine Mitbehandlung des Grauwassers in der Biogasanlage wäre aufgrund einer ansonsten zu hohen hydraulischen Belastung nicht sinnvoll.

Nutzungsdauer:

Da der Kostenermittlung die Ansätze für Kläranlagen der Standardvariante zugrunde gelegt wurden, werden auch die Nutzungsdauern entsprechend jenen von Kläranlagen gewählt. Da allerdings die spezifische Ausrüstung der Biogasanlage (maschineller Teil) ohnehin, unabhängig von der Mitbehandlung des Schwarzwassers erforderlich ist, werden die Mehrkosten ausschließlich dem baulichen Anteil zugerechnet.

3.2.3.15 Weitegehende Reinigung – Sandfilter

Es wird von den Kosten einer Pflanzenkläranlage ausgegangen und diese folgendermaßen abgemindert

- Investitionskosten einer PKA bemessen auf 10% der EW (0,5 m²/EW)
- davon 50 % der Kosten, da maschinelle Ausrüstung etc. entfällt
- mindestens 4 EW

3.2.3.16 Weitergehende Reinigung – bepflanzter Bodenfilter

Die Kosten für einen Bodenfilter, als 3. Reinigungsstufe einer Kläranlage nachgeschaltet, wurden dem Berechnungsprogramm der Niederösterreichischen Landesregierung (2005) entnommen. Sie betragen, bis zu einer Kläranlagengröße von 70 EW, 110 € / EW für die Investitionen. Für den laufenden Betrieb wird bis zu 70 EW keine zusätzlichen Kosten angesetzt, diese sind im Kläranlagenbetrieb eingerechnet. Bei Anlagen ab 70 EW betragen die Betriebskosten konstant 2,5 € / EW.

3.2.3.17 Ableitungskanäle bzw. Verrieselung

Für die Ableitung des gereinigten Abwassers steht einerseits die Möglichkeit der Errichtung eines Ableitungskanals bis zu einem geeigneten Vorfluter sowie jene einer Verrieselung zur Verfügung.

Niederösterreich:

Eine Verrieselung des gereinigten Abwassers ist grundsätzlich nicht gestattet, es ist die Errichtung eines Ableitungskanals vorzusehen.

Oberösterreich:

Voraussetzung für die Errichtung von Kleinkläranlagen (bis 50 EW) ist, dass das gereinigte Abwasser in einen geeigneten Vorfluter eingeleitet werden kann. Eine Versickerung sollte nur in Ausnahmefällen in Erwägung gezogen werden, da umfangreiche Erhebungen in hydrogeologischer Sicht sowie die Beachtung sonstiger Rahmenbedingungen (z.B. Trinkwassernutzungen, Grundwasserreserven) erforderlich sind (Abwasserreinigung in der Gemeinde, 1999)

Steiermark:

Eine Verrieselung des gereinigten Abwassers ist zulässig, sofern eine Ableitung zu einem Vorfluter technisch unmöglich bzw. wirtschaftlich unzumutbar ist. Hierzu ist ein geologisches Gutachten (Rutschgefahr) sowie eine hydrogeologische Beurteilung über mögliche Beeinträchtigungen von Wasserversorgungseinrichtungen sowie des Grundwassers allgemein erforderlich.

3.2.3.17.1 *Ableitungskanäle*

Tabelle 3.2.3.16.1-1. Investitions- und Betriebskosten von Ableitungskanälen [€/ lfm]

	NÖ ¹³	OÖ	Stmk	100 - max.[%]
Investitionskosten	100	55	50	200
Betriebskosten	0,4	- ¹⁴	0,36	111

Niederösterreich:

Bei den Errichtungskosten gibt es für die verschiedensten Bereiche Abschläge.

- reines Grünland - 20 %
- Tiefe < 1,5 m - 10 %
- Keine Servitutsabgeltung - 5 %
- Wiederherstellung in Eigenregie - 5 %
- Mithilfe bei Erdarbeiten - 10 %

¹³ ohne Nebenkosten

¹⁴ keine Angaben, es werden die Kosten aus Niederösterreich angesetzt, (Aktualisierung Juni 2005 auf 0,5 €/lfm - in den Kostenberechnungen wurden 0,4 €/lfm angesetzt)

3.2.3.17.2 Verrieselung

Für die Verrieselung von gereinigtem Abwasser wurde von DI Lesky (Amt d. Stmk. Landesregierung) als Richtwerte 3,0 % der Investitions- und Betriebskosten einer Kläranlage veranschlagt. Dies gilt für eine Oberflächenverrieselung. Sofern eine Untergrundverrieselung angestrebt wird, ist mit Mehrkosten zu rechnen.

3.2.4 Kosten für Transport und Übernahme von Abwasser(teil-)ströme

3.2.4.1 Transportkosten

Kostengrundlagen (ÖKL, 2003)

- für den Transport mittels Güllefass (Abwasser)

Traktor 50 kW	15	€ / h
Güllefass 6 m ³	13	€ / h
Fahrer	8	€ / h
Summe	36	€ / h

- für den Transport mittels Hänger (Feststoffe)

Traktor	17	€ / h	
Frontlader	2,7	€ / h	
Anhänger (3 t Ladekapazität)	1,04 € / t	3	€ / h
Fahrer	8	€ / h	
Summe	30,7	€ / h	

3.2.4.1.1 *Transport von Abwasser mittels Güllefass*

Transport von Senkgrubeninhalten zu Übernahmestation

Die Kosten für den Transport der Senkgrubeninhalten zur Übernahmestation wurden anhand des „Leitfadens für Senkgruben“ von der Niederösterreichischen Landesregierung Abteilung Siedlungswasserwirtschaft ermittelt. Es wird davon ausgegangen, dass der Transport durch einen im Untersuchungsgebiet ansässigen Landwirt durchgeführt wird. Zum Befüllen und Entleeren des Güllefasses werden insgesamt 15 Minuten in Rechnung gestellt. Die durchschnittliche Transportgeschwindigkeit beträgt 20 km / h.

Tabelle 3.2.4.1.1-1. Transportentfernungen und Kosten für Senkgrubeninhalte in den Untersuchungsgebieten

Untersuchungsgebiet	Entfernung (hin und retour) [km]	Rechnerische Kosten [€ / m ³]
Wallsee - Schaching	15	6
Wallsee - Schweinberg	7	3,6
Oberneukirchen - Höf	28	9,9
Gafrenz – Lohnsitz	14	5,7
Weißbach / Enns - Breitau	17	6,6

Transport des Gelbwassers

Es wird davon ausgegangen, dass aufgrund des geringeren Inhaltes der Gelbwasserbehälter

(Durchschnitt 1,5 m³ / Gebäude) die Dauer zum Befüllen und Entleeren etwa 10 Minuten und die Fahrzeit von Haus zu Haus etwa 5 Minuten beträgt.

Je nach verwendetem Toilettentyp werden 2 Fälle unterschieden.

Fall 1: Trenntoilette „Roediger No Mix“ (Urin unverdünnt); 2 Entleerungen pro Gebäude und Jahr mit einer Gesamtdauer von 30 Minuten pro Jahr.

Kosten je Gebäude: 0,5 x 36 € / h 18 € / Gebäude x a

Fall 2: Trenntoilette „BB Innovation“ (Urin nicht gänzlich unverdünnt); 3 Abholungen pro Gebäude und Jahr mit einer Gesamtdauer von 45 Minuten pro Jahr.

Kosten je Gebäude: 0,75 x 36 € / h 27 € / Gebäude x a

3.2.4.1.2 *Transport von Feststoffen mittels Hänger (für Kompostierung)*

Für die Manipulation der Filtersäcke wurde 0,33 h / Haushalt (herausheben der Säcke + Verladen) in Rechnung gestellt. Hinzu kommen die Kosten für die Fahrt von Haus zu Haus von 3 bis 7 km je nach Untersuchungsgebiet. Dem Abtransport vom Untersuchungsgebiet zur Kompostierungsanlage wurde eine Transportgeschwindigkeit von 20 km / h zugrunde gelegt.

In den Länderanhängen sind für jedes Untersuchungsgebiet mehrere Kompostanlagenbetreiber und deren Entfernung von den Projektsgebieten angeführt. In Tabelle 3.2.4.1.2-1 wird jeweils die nächstgelegene Anlage berücksichtigt.

Tabelle 3.2.4.1.2-1. Rechnerische Sammel- und Transportkosten für Feststoffe in den Untersuchungsgebieten (€ / Abholtermin)

Untersuchungsgebiet	Sammlung [€]	Transport [€]	Gesamt [€]
Wallsee - Schaching	168	6,5	175
Wallsee - Schweinberg	196	6,5	203
Oberneukirchen - Höf	286	62	348
Gaflenz – Lohnsitz	174	62	236
Weißbach / Enns - Breittau	53	22	75

Die Abholhäufigkeit wurde mit 2 Abholungen pro Jahr angenommen (siehe Länderanhänge). Sofern in den Variantenberechnungen aufgrund geringerer anfallender Mengen die Abholintervalle vergrößert werden, wird dies in den Kostenberechnungen gesondert angeführt (siehe Länderanhänge).

3.2.4.2 Klärschlamm Entsorgung

In Oberösterreich und Niederösterreich ist bei Kläranlagen bis 50 bzw. 70 EW die Schlamm Entsorgung zu einer größeren Kläranlage bzw. die Entsorgung in der Landwirtschaft in den Betriebskosten bereits inkludiert. Bei Kläranlagen zwischen 71 und 1300 sind in Niederösterreich die Entsorgungskosten in den Betriebskosten der Kläranlage mitberücksichtigt, allerdings sind je nach gewählter Entsorgungsmöglichkeit die Investitionskosten für den Schlamm Speicher bzw. das Vererdungsbeet gesondert anzusetzen. In Oberösterreich sind die Kosten der Klärschlamm Entsorgung aus Anlagen von 51 bis 500 EW in den Betriebskosten inkludiert.

Für Kläranlagen in der Steiermark ist die Schlamm Entsorgung zusätzlich zu den Betriebskosten der Kläranlage unabhängig ihrer Größe stets gesondert zu berücksichtigen.

3.2.4.2.1 Kosten für Klärschlammtransport zu zentraler Kläranlage und dortige Entsorgung

Nachfolgend werden die von den Landesregierungen veranschlagten Durchschnittskosten für die Klärschlamm Entsorgung angeführt

Niederösterreich:

Kosten für die Entsorgung des Klärschlammes auf einer zentralen Kläranlage:

- Pflanzenkläranlagen	0,25 m ³ / E x a	3,5	€ / E x a
- Technische KKA	0,50 m ³ / E x a	7,0	€ / E x a

Oberösterreich:

Kosten für die Entsorgung des Klärschlammes auf einer zentralen Kläranlage (bzw. in der Landwirtschaft). Die Kosten für die Klärschlamm Entsorgung sind in Oberösterreich in den Betriebskosten der Kläranlage bereits inkludiert und betragen

- Je nach Anlagengröße der KKA (10 bis 50 EW)	2,18 - 3,63 ¹⁵	€ / E x a
---	---------------------------	-----------

3.2.4.2.2 Entsorgungskosten für Klärschlamm auf Kleinkläranlage

Vererdung

Für die Vererdung wird auf die Kostenansätze aus Niederösterreich zurückgegriffen. Es steht sowohl die Ausführung des Vererdungsbeckens in Folien- als auch in Stahlbetonbauweise zur Auswahl. Eine Ausführung in Stahlbetonbauweise bietet sich vor allen Dingen dort an, wo es Platzprobleme gibt. Die Investitionskosten werden in Abhängigkeit der EW Anzahl ermittelt. Die Betriebskosten betragen konstant 7 € / EW. Diese sind in den Betriebskosten der Kläranlagen in Niederösterreich bereits inkludiert.

Tabelle 3.2.4.2.2-1. Rechnerische Investitionskosten für Vererdungsbecken/beeete

EW	Folienbauweise [€]	Stahlbetonbauweise [€]
10	800	1500
50	4000	7500
70	5600	10500
100	7000	17490

Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Die Kosten für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung stammen von einem Planer aus der Steiermark. Es sind in den Investitionskosten neben den Kosten für die Errichtung eines Schlammspeichers für mehrere Jahre auch die Kosten für die Klärschlamm- sowie die Untergrunduntersuchung enthalten.

- Investitionskosten	250	€ / E x a
- Betriebskosten	25	€ / E x a

¹⁵ Abwasserentsorgung in der Gemeinde, 1999, mittlerweile werden für Variantenuntersuchungen Kosten von 10€/EW angesetzt (Stand Juni 2005)

3.2.4.3 Eigenentsorgung von Senkgrubeninhalten auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Die Kosten für die Eigenentsorgung (Ausbringung durch den Landwirt) wurden seitens der Landesregierungen Niederösterreich bzw. Oberösterreich angegeben. Es wird jeweils von einem 6 m³ Güllefass und einer benötigten Ausbringdauer von ½ Stunde je Güllefass ausgegangen. In der Steiermark ist eine Ausbringung von Senkgrubeninhalten nicht gestattet.

Tabelle 3.2.4.3-1. Kosten für Eigenentsorgung von Senkgrubeninhalten [€ / m³]

NÖ	OÖ	Schwankungsbreite 100 – max. [%]
3,0	2,9	103

3.2.4.4 Entsorgungskosten für Senkgrubeninhalte auf Übernahmestation – häusliches Abwasser

Da die von den Kläranlagenbetreibern bzw. den Gemeinden zur Verfügung gestellten Angaben für die Übernahme von Senkgrubeninhalten in der Regel nicht den tatsächlichen Kosten, sondern wie z.B. in den Fällen Wallsee bzw. Bad Leonfelden der Kanalbenutzungsgebühr (für Gemeindeangehörige bzw. der doppelten Kanalbenutzungsgebühr für nicht Gemeindeangehörige), also den zu bezahlenden Preisen entsprechen, wurde versucht, die für die volkswirtschaftliche Kostenberechnung benötigten Kosten für die Reinigung eines Kubikmeters häuslichen Abwassers anhand der Betriebskosten der jeweiligen Kläranlage in Abhängigkeit der Ausbaugröße sowie der vorhandenen Reinigungsstufen zu ermitteln.

Tabelle 3.2.4.4-1. Übersicht Kläranlagen in / bei den Untersuchungsgebieten (Abwasserentsorgung in Österreich, 2001)

Untersuchungs- gebiet	Bdsl.	Kläranlage / Betreiber	EW ₆₀	C	N	D	P
Schaching, Schweinberg	NÖ	Kläranlage Wallsee / Gemeinde Wallsee; 3313 Wallsee - Sindelburg	2700	X	X	X	X
Höf	OÖ	Kläranlage Bad Leonfelden / Marktgemeinde Bad Leonfelden; 4190 Bad Leonfelden Unterstiftung 70	10000	X	X	X	X
Gaflenz	OÖ	Kläranlage Gaflenz / WV Gaflenztal; 3335 Gaflenz Steyrerstraße 21	8200	X	X	X	x
Breitau	Stmk	Kläranlage Altenmarkt bei Sankt Gallen / AWV Mittlere Enns; Altenmarkt bei St. Gallen	4900	X	X	X	X

C Kohlenstoffabbau
 N Nitrifikation
 D Denitrifikation
 P Phosphorelimination

Legt man den Betriebskosten einen durchschnittlichen Schmutzwasseranfall von 42 m³ / EW x a zugrunde ergeben sich für die Reinigung eines Kubikmeters häuslichen Abwasser folgende Kosten:

Tabelle 3.2.4.4-2. Rechnerische Betriebskosten der Kläranlagen in / bei den Untersuchungsgebieten

Kläranlage	EW	BK ARA [€ / EW x a]	Übernahmekosten [€ / m ³]
Wallsee (NÖ)	2.700	28	0,67
Bad Leonfelden (OÖ)	10.000	18,2	0,43
Gafrenz (OÖ)	8.200	18,95	0,45
Altenmarkt bei Sankt Gallen (Stmk)	4.900	24 ¹⁶	0,57

In den Betriebskosten der Kläranlagen in Tabelle 3.2.4.4-2 sind die Kosten für die Klärschlamm Entsorgung in der Landwirtschaft bereits inkludiert.

3.2.4.5 Entsorgungskosten für Senkgrubeninhalte auf Übernahmestation – mit von häuslichem Abwasser abweichender Zusammensetzung

Für die Reinigung von Abwasser welches sich von der Zusammensetzung von häuslichem Abwasser unterscheidet, wird nachfolgender Kostenschlüssel angewendet, wobei die Parameter CSB und AFS sowie TKN und NO_x – N jeweils gemeinsam berücksichtigt werden.

Tabelle 3.2.4.5-1. Zusammenstellung der parameterspezifischen Kostenanteile [%] (Schöler und Rott, 2000)

Parameter	Q _s	CSB	AFS _{min}	TKN	NO _x - N	P _{ges}
Mittlerer Kostenschlüssel	18	20,6	18,2	15,2	15,2	12,8
Gewählter Kostenschlüssel	20	20	20	15	15	10

Je nach Abwasserzusammensetzung (Schwarzwasser, Braunwasser) werden anhand nachfolgender Tabelle die Nährstoffanteile der jeweiligen Abwasserfraktion bezogen auf das gesamte Abwasser ermittelt.

Tabelle 3.2.4.5-2. Nährstoffe in den Abwasserfraktionen [%] (JÖNNSEN, 2005)

	CSB [%]	N [%]	P [%]	K [%]
Gelbwasser	6	78	43	59
Braunwasser	47	11	24	22
Grauwasser	46	11	33	19
Schwarzwasser (Gelb- + Braunwasser)	53	89	67	81

Da das Abwasser je nach verwendetem Toilettentyp, aufgrund unterschiedlicher Spülwassermengen, in unterschiedlichen Konzentrationen anfällt, werden die Parameter CSB, N und P anhand ihrer Konzentration hochgerechnet. Der Parameter Q wird nicht erhöht, da nachfolgende Kostenermittlung stets auf einen Kubikmeter bezogen wird.

3.2.4.5.1 *Konzentriertes Abwasser*

Wird durch die Verwendung von Trenntoiletten der Abwasseranfall reduziert, ist dieses Abwasser im Vergleich zu Abwasser bei Verwendung einer Standardtoilette bezüglich seiner Inhaltsstoffe höher konzentriert. Da die Kosten für die Abwasserreinigung für die Parameter CSB, N und P einzeln betrachtet werden, ergibt sich folgende prozentuelle Erhöhung der Nährstoffe je m³ Abwasser (Tab. 3.2.4.5.1-1).

¹⁶ Kosten Niederösterreich

Tabelle 3.2.4.5.1-1. Nährstoffkonzentrationen im Abwasser bezogen auf häusliches Abwasser [%]

	Anfall Q_S (l / E x d)	Konzentr. (115 / Q_S)	CSB	N	P
ungetrenntes AW (1)	115	1,00	100	100	100
ungetrenntes AW (2)	95,3	1,20	120	120	120
ungetrenntes AW (3)	83,1	1,38	138	138	138

(1) Standardtoilette

(2) Trenntoilette „Roediger No Mix“

(3) Trenntoilette „BB Innovation“

Die Gewichtung der Parameter ist in Tab. 3.2.4.5.1-2 dargestellt. Da der Kostenermittlung stets ein Kubikmeter Abwasser zugrund liegt, wird die Gewichtung für den Parameter Q für sämtliche Abwasserarten bzw. Konzentrationen konstant mit 20 % belassen.

Tabelle 3.2.4.5.1-2. Gewichtung der Parameter

Parameter	Q_S	CSB	N	P	Faktor
Gewichtung [%]	20	40	30	10	
ungetrenntes Abwasser	20	40	30	10	1,00
ungetrenntes Abwasser	20	48	36	12	1,16
ungetrenntes Abwasser	20	55	41	14	1,30

(1) Standardtoilette

(2) Trenntoilette „Roediger No Mix“

(3) Trenntoilette „BB Innovation“

3.2.4.5.2 Schwarzwasser

Es wird je nach anfallender Schwarzwassermenge die Konzentration der Inhaltsstoffe im Vergleich zu häuslichem Abwasser ermittelt.

Tabelle 3.2.4.5.2-1. Nährstoffkonzentrationen im Schwarzwasser bezogen auf häusliches Abwasser [%]

	Anfall $Q_{Schw.}$ (l / E x d)	Konzentr. (115 / $Q_{Schw.}$)	CSB	N	P
Schwarzwasser (1)	40	2,875	152	256	193
Schwarzwasser (2)	20,3	5,67	301	505	380
Schwarzwasser (3)	6,6	17,424	923	1551	1167

(1) Standardtoilette

(2) Trenntoilette „Roediger No Mix“

(3) Trenntoilette „BB Innovation“

Somit ergeben sich für die Reinigung des Schwarzwassers auf einer zentralen Kläranlage in Abhängigkeit des verwendeten Toilettentyps folgende (gewichtete) Faktoren bezogen auf die Kosten zur Reinigung von häuslichem Abwasser.

Tabelle 3.2.4.5.2-2. Gewichtete Faktoren bezogen auf die Kosten zur Reinigung von häuslichem Abwasser [%]

Parameter	$Q_{Schwarz}$	CSB	N	P	Faktor
Gewichtung [%]	20	40	30	10	
Schwarzwasser (1)	20	60,8	76,8	19,3	1,77
Schwarzwasser (2)	20	122	151	38	3,31
Schwarzwasser (3)	20	305	379	95	7,99

(1) Standardtoilette

(2) Trenntoilette „Roediger No Mix“

(3) Trenntoilette „BB Innovation“

3.2.4.5.3 Braunwasser

Da die getrennte Erfassung des Braunwassers an die Verwendung von Trenntoiletten gebunden ist, werden nachfolgend 2 Fälle, abhängig von der Spülwassermenge und somit der Konzentration, unterschieden.

Tabelle 3.2.4.5.3-1. Nährstoffkonzentrationen im Braunwasser bezogen auf häusliches Abwasser [%]

	Anfall Q_{Braun} (l / E x d)	Konzentr. (115 / Q_{Braun})	CSB	N	P
Braunwasser (2)	18,8	6,12	290	67	146
Braunwasser (3)	6,0	19	910	211	460

(2) Trenntoilette „Roediger No Mix“

(3) Trenntoilette „BB Innovation“

Somit ergeben sich für die Reinigung eines Kubikmeters Braunwassers auf einer zentralen Kläranlage in Abhängigkeit des verwendeten Toilettentyps folgende Faktoren bezogen auf die Kosten zur Reinigung eines Kubikmeters häuslichen Abwassers.

Tabelle 3.2.4.5.3-2. Gewichtete Faktoren bezogen auf die Kosten zur Reinigung von häuslichem Abwasser [%]

Parameter	Q_{Braun}	CSB	N	P	Faktor
Gewichtung [%]	20	40	30	10	
Braunwasser (2)	20	116	20	15	1,71
Braunwasser (3)	20	364	63	46	4,93

(2) Trenntoilette „Roediger No Mix“

(3) Trenntoilette „BB Innovation“

3.2.4.5.4 Zusammenstellung der Kosten für die Reinigung von Abwasser

Tabelle 3.2.4.5.4-1. Rechnerische Kosten zur Reinigung eines Kubikmeters Abwasser in EUR.

	Schaching / Schweinberg	Höf	Gaflenz	Breitau
ungetrenntes AW (1)	0,67	0,43	0,45	0,57
ungetrenntes AW (2)	0,77		0,59	0,66
ungetrenntes AW (3)	0,87			0,75
Schwarzwasser (1)	1,19			1,02
Schwarzwasser (2)	2,21			1,89
Schwarzwasser (3)	5,33			4,57
Braunwasser (2)	1,14			0,98
Braunwasser (3)	3,29			2,82

(1) Standardtoilette

(2) Trenntoilette „Roediger No Mix“

(3) Trenntoilette „BB Innovation“

3.2.4.6 Entsorgungskosten für Schwarz- bzw. Braunwasser auf zentraler kommunalen Biogasanlage

Da im Gegensatz zu Kläranlagen für Biogasanlagen eine sehr geringe Datenbasis der Betriebskosten zur Verfügung steht bzw. existiert, kann nur eine ungefähre Schwankungsbreite für die Behandlung des Schwarzwassers anhand folgender Angaben abgeschätzt werden.

Tabelle 3.2.4.6-1. Erlöse und Kosten für die Übernahme diverse Abfälle in Co-Fermentationsanlagen als Beispiel für die zu erwartenden Entsorgungsbeiträge für Schwarzwasser (Mitteilung Holubar, 2005)

Substratkosten inkl. Transport	Einnahmen (€ pro t)	Ausgaben (€ pro t)
Birnentrester	-	4,5 nur Transportkosten
Brauereischlempe und -abwässer	8,0	- 2 €/t Transportkosten bereits abgezogen
Fettabscheider	5,0	-
Fettabscheider	-	-
Flotatfett	5,0	-
Glycerinphase	-	30,0 Transportkosten fallen nicht an (Herstellung vor Ort)
Glycerinphase (inkl. 170 km Transport)	-	81,0 davon Transportkosten: 33 €/t
Glycerinphase (inkl. 200 km Transport)	-	77,3
Kartoffelpulpe	11,0	-
Kartoffelabfälle (Schälabfälle, Pommes)	-	2,5 nur Transportkosten
Käseabschnitt	-	-
LM-Industrie div. Reste (19.000 t.a ⁻¹)	15,8	-
Mühlenabfälle und Weizenkleie	-	55,0
Panseninhalt	15,0	-
Schlachtabfälle, nicht hygienisiert	27,0	-
Schweineblut, hygienisiert	-	-
Speisereste bei Abholung	40,0	-
Speisereste: zugestellt, nicht aufbereitet, nicht hygienisiert	21,3	-
Speisereste: zugestellt, teilweise aufbereitet, nicht hygienisiert	12,0	-
Speisereste: zugestellt, aufbereitet, nicht hygienisiert	5,0	-
Speisereste: zugestellt, aufbereitet und hygienisiert	-	-

Für die Kostenberechnung wurde eine Schwankungsbreite von 0 bis 27 € / m³ festgelegt. Vergleicht man die Kosten mit jenen für die Entsorgung von Schwarz- bzw. Braunwasser auf einer Kläranlage ist ersichtlich, dass eine Kosteneinsparung bei der Entsorgung nur für den Fall der Übernahme um 0 € möglich wäre. Ein Einsparungspotential kann sich allerdings durch geringere Transportentfernungen ergeben.

3.2.4.7 Entsorgungskosten für Feststoffe auf Kompostierungsanlage

Da keiner der befragten Kompostanlagenbetreiber einen Übernahmepreis für Fäkalien nennen wollte, wurden 2 Szenarien berechnet. Zum einen wurde ein Übernahmepreis von 40 € / t Fäkalien, zum anderen einer von 65 € / t Fäkalien (für alle Kompostanlagen) angenommen. Die Übernahmepreise für Biotonnenmaterial bewegen sich zwischen 40 und 55 € / t. (Mitteilung Binner, 2005)

Tabelle 3.2.4.7-1. Übernahmetarife bei Kompostierungsanlagen

Beschreibung	Kosten [€ / t]
Biotonnenmaterial	40 – 55
Fäkalien (Szenario 1)	40
Fäkalien (Szenario 2)	65

Für die Berechnung wurde mit Kosten von 65EUR/t ausgegangen. Eine Verringerung dieser Kosten auf 40EUR/t hat allerdings auf die Gesamtkosten kaum Auswirkungen (nur 55kg/EW, a).

3.2.5 *Nutzungsdauern*

3.2.5.1 Allgemein

Es werden sowohl die von den Landesregierungen angegebenen Nutzungsdauern als auch die für die Sensitivitätsanalyse zusätzlich verwendeten Annahmen angeführt. Die Barwertberechnung sowie die Kostensimulationen werden jeweils mit beiden Annahmen durchgeführt.

3.2.5.2 Kanäle

Es wird generell eine Nutzungsdauer von 50 Jahren angenommen.

3.2.5.3 Pumpwerke

Tabelle 3.2.5.3-1. Nutzungsdauern von Pumpwerken

	NÖ ¹⁷	OÖ	Stmk	
baulich	17	25 – 40	30	25
maschinell	17	8 – 20	10	12,5

3.2.5.4 Abwasserreinigung

Die Aufteilung auf den baulichen und den maschinellen Anteil beträgt im Regelfall 60% / 40%. Sofern eine davon abweichende Annahme getroffen wird, wird diese in Klammer hinter den Nutzungsdauer angeführt.

¹⁷ Mischsatz für baulich und maschinell 17 Jahre (2 Reinvestitionen in 50 Jahren)

Tabelle 3.2.5.4-1. Nutzungsdauern von Kläranlagen

	NÖ ¹⁸	OÖ	Stmk	Annahme
Technische Kläranlage				
baulich	25	25 – 50	30	25
maschinell	25	8 - 25	15	12,5
Technische KKA (bis 50EW)		10 - 15		
Pflanzenkläranlagen				
baulich	25	25 – 50	30	25 (80%)
maschinell	25	8 - 25	15	12,5 (20%)
Tropfkörperanlagen				
baulich				25 (65%)
maschinell				12,5 (35%)
MBR Anlagen				
baulich				25 (55%)
maschinell				12,5 (45%)
ABR – Anlage ¹⁹				
baulich				25
maschinell				12,5

3.2.5.5 Sonstiges

Für die Nutzungsdauern von „alternativen“ Anlagen wurde versucht diese mit Anlagen wie sie auch in der herkömmlichen Abwasserentsorgung vorkommen zu vergleichen (z.B. Rottebehälter – Pumpwerk).

Tabelle 3.2.5.5-1. Nutzungsdauern "alternativer" Anlagen

Bestandteil	ND
Gebäudeinstallationen / Trenntoiletten	50
Senkgruben	wie baulicher Anteil bei Kläranlagen
Gelbwasserspeicher	50
(Großkammer-) Komposttoiletten	50
Rottebehälter	
baulich	wie baulicher Anteil bei Pumpwerken
maschinell	wie maschineller Anteil bei Pumpwerken
Filtersack	5
Septic Tank	wie baulicher Anteil bei Kläranlagen
Pumpe für Septic Tank	wie maschineller Anteil bei Pumpwerken
Filter für Septic Tank	7
Wirbelabscheider (Separator)	50
Kunststofffass für Wirbelabscheider	5

3.2.6 **Berücksichtigung der Kostenunsicherheiten**

Tab. 3.2.6-1 zeigt zusammenfassend, ob die Kosten berechnet, abgeleitet oder anhand eines Richtwertes oder konkreten Preises ermittelt wurden. Weiters, basierend auf den unterschiedlichen Kostenangaben der einzelnen Bundesländer sowie Berücksichtigung von kostenbestimmenden Faktoren (z.B. Marktlage, Auswirkungen von Unsicherheiten

¹⁸ Mischsatz für baulich und maschinell 25 Jahre (1 Reinvestition in 50 Jahren)

¹⁹ Aufteilung baulich / maschinell variabel

hinsichtlich der Bodenverhältnisse), wurde den einzelnen Kostenpositionen geschätzte Kostenschwankungsbereiche (KSB) zugeteilt. Diese KSBs werden in der folgenden Kostenvergleichsrechnung als Basis für eine Kostensimulation verwendet (Kap. 3.3.1).

Tabelle 3.2.6-1. Kostenschwankungen der einzelnen Kostenpositionen

	Berechnete Kosten	Abgeleitete Kosten	Kostenrichtwert*	Preis	Kostenschwankungen**		
					gering	mittel	hoch
<i>Kosten beziehen sich sowohl auf Investitions- als auch auf Betriebskosten</i>							
Kosten von Anlagenteile der Gruppe A:							
Freispiegelkanäle							
Hausanschlüsse							
Pumpwerke							
Druckleitungen							
Techn.-biolog. Kläranlagen							
Pflanzenkläranlagen							
Tropfkörper							
Membranbelebungsanlagen							
ABR							
lokale Biogasanlage							
Sandfilter							
Bodenfilter							
Ableitungskanäle							
Verrieselung							
Kosten von Anlagenteile der Gruppe B:							
Hausinstallationen							
Senkgruben							
Gelbwasserspeicher							
Komposttoiletten							
Rottebehälter							
Septic tank							
Wirbelabscheider							
Kosten für Transport und Übernahme:							
Transport							
Übernahme von Klärschlamm							
Vererdung von Klärschlamm							
Landw. Verw. von SG-Inhalt							
- Übernahme auf Kläranlage							
- Übernahme auf Biogasanlage							
Übernahme von Fäkalien auf Kompostanlage							

* Richtwerte der Länder

** geringe Schwankungsbreiten: +/- ca. 5%
 mittlere Schwankungsbreiten: +/- ca. 25%
 hohe Kostenschwankungsbreiten: +/- ca. 50%

3.3 Ergebnisse der Kostenvergleichsrechnung

3.3.1 Vorgehensweise

Die Kostenberechnungen basieren auf den im vorigen Kapitel 3.2 ausgeführten Kostengrundlagen. Es werden die Kostenbarwerte für einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren ermittelt. Für die Berechnungen werden 2 Standardfälle unterschieden:

Standardfall 1: Preissteigerungsrate von 0%

Standardfall 2: Preissteigerungsrate von 2%

Als Diskontzinssatz wird für den Standardfall 3% angesetzt. In den detaillierten Berechnungen wird auch der Zinssatz variiert: Die beiden Standardfälle werden sowohl mit einem Zinssatz von 2% als auch mit einem von 5% überprüft.

Die Kostenberchnung der einzelnen Varianten befindet sich in den Länderanhängen. In diesem Kapitel werden nur die Schwankungsbreiten hinsichtlich der Kosten für die einzelnen Gruppen dargestellt (siehe Kap. 3.3.2).

Um die Sensibilität der Reihung der Varianten im Hinblick auf die im Kap. 3.2 aufgezeigten Kostenschwankungsbreiten zu untersuchen, wurde zusätzlich eine Kostensimulation ausgeführt. Dafür wurde aus den besten Gruppen jeweils die billigste Variante ausgewählt. Für die Kostensimulation werden 4 Parameter unterschieden:

q: Linienbauwerke und Pumpwerke

r: Punktbauwerke

s: Transport und Eigenentsorgung

t: Übernahmekosten (durch eine Kläranlage, etc.)

Basierend auf den in Tab. 3.2.6-1 (Kap. 3.2.6). dargestellten Kostenschwankungsbereichen, werden diese für Linienbauwerke und Pumpwerke mit mittel-hoch, für Punktbauwerke als gering-mittel, für Transport als gering und für Übernahmekosten als gering-hoch angesetzt. Die große Schwankungsbreite bei den Übernahmekosten resultiert aus dem Kostenunterschied zwischen den in Kap. 3.2.4.4 berechneten volkswirtschaftlichen Kosten und den unterschiedlichen Gebühren die von Kläranlagen für die Übernahme von Abwasser verrechnet werden. Für die Simulation wird jeweils die obere Grenze der Schwankungsbereiche verwendet:

q: 0,5-1,5

r: 0,75 – 1,25

s: 0,95 – 1,05

t: 0,5-1,5

Mit diesen Parametern wird für die ausgewählten Varianten eine Monte Carlo Simulation mit

jeweils 1.000 Durchläufen ausgeführt.

3.3.2 Zusammenfassung der Varianten aus Kap. 3.1

Varianten der Gruppe A:

- Variante A0a: Anschluss mittels einem Freispiegelkanal
- Variante A0b: Anschluss mittels einer Druckleitung und Pumpwerk
-
- Variante(n) A1a(x): Errichtung einer/mehrerer dezentraler Kläranlagen
- Variante(n) A1b(x): wie A1a + weitergehende Reinigungsmaßnahmen
-
- Variante A2a: Verwendung individueller Senkgruben
 - Subvarianten: mit Standard WC (a), mit Trenntoilette (b) sowie mit zusätzlichen Wassersparmaßnahmen (S)
- Variante A2b: Verwendung einer Sammelsenkgrube

Varianten der Gruppe B:

- Variante B1a: Reinigung des Grauwassers vor Ort. Sammlung des Schwarzwassers in einer Senkgrube und Transport zur Kläranlage bzw. Eigenentsorgung für Landwirte entsprechend den Regelungen für Sengrubenentsorgung
 - Subvarianten: mit Standard WC (a), mit Trenntoilette (b), gesamtes Schwarzwasser zu Biogasanlage (G)
- Variante B1b: Sammlung des Grauwasser in einem Grauwasserspeicher, Schwarzwasser wie bei B1a
 - Subvarianten: mit Standard WC (a), mit Trenntoilette (b)
- Variante B1c: Verwertung des gesamten Schwarzwassers in der Landwirtschaft, Grauwasser wie bei B1a
 - Subvarianten: mit Standard WC (a), mit Trenntoilette (b)
-
- Variante B2a: Reinigung des Grau-Braunwassergemisches mittels einem ABR und einem nachgeschalteten Bodenfilter.
- Variante B2b: Reinigung des Grau-Braunwassergemisches mittels einer technischen Kläranlage oder Pflanzenkläranlage und einem nachgeschalteten Sandfilter.
-
- Variante B3a: Sammlung des Braunwassers in einer Senkgrube und Transport zu Kläranlage bzw. Eigenentsorgung für Landwirte entsprechend den Regelungen für Sengrubenentsorgung
 - Subvarianten: Braunwasser zu Biogasanlage (G)
- Variante B3b: Sammlung des Braunwassers in einem Rottesack und Eigenkompostierung (E)
 - Subvariante: Fremdkompostierung (F)
- Variante B3c: Sammlung des Braunwassers in einer Komposttoilette und Eigenkompostierung (E)
 - Subvariante: Fremdkompostierung (F)
-
- Variante B4a: Trennung in fest flüssig mittels einem Feststoffspeicher. Ableitung der flüssigen Phase zu einer Kläranlage.
- Variante B4b: Trennung in fest flüssig mittels einem Wirbelabscheider. Eigenkompostierung für den festen Anteil und Reinigung des flüssigen Anteils in einer Kläranlage.

3.3.3 Für die Kostenberechnung Ausgewählte Varianten

Die detaillierten Berechnungen für die einzelnen Modellgebiete sind in den Länderanhängen ersichtlich. Innerhalb der in Kap. 3.1 dargestellten Gruppen (A 1-2, B1-4) sind teilweise noch weitere Subvarianten möglich. Diese ergeben sich durch den Einsatz unterschiedlicher Toilettentypen (siehe Kap. 2.1) und unterschiedlicher Möglichkeiten der Entsorgung/Verwertung der entstehenden Substrate (siehe Kap. 3.2 und 3.3). Anhand der möglichen Subvarianten wurden für die detaillierte Kostenvergleichsrechnung aus jeder Gruppe (sofern eine Unterscheidung weiterer Subvarianten möglich) 2 Varianten ausgewählt. Eine mit möglichst niederen Kosten und eine mit höheren Kosten.

Die Auswahl dieser Varianten erfolgte auf Basis einer ersten Kostenberechnung aller Varianten (siehe Länderanhänge). Zusammenfassend wurden folgende Varianten ausgewählt:

Gruppe A0 und A1:

A0/1 (*min.*): billigste zentrale oder dezentrale Variante

A0/1 (*max.*): teuerste zentrale oder dezentrale Variante

Gruppe A2:

A2 (*min.*): Senkgrubenentsorgung, Verwendung von Trenntoiletten zur Abwasserreduktion in allen Gebäuden, weitere Maßnahmen zur Abwasserreduktion bei Wochenendhäusern (durch Wassersparmaßnahmen)

A2 (*max.*): Senkgrubenentsorgung herkömmlich

Gruppe B1:

B1 (*min.*): Trennung in Schwarz- und Grauwasser, Reinigung des Grauwassers in einer lokalen Tropfkörperanlage/PKA für Grauwasser, Verwendung von Trenntoiletten des Typs „BB Innovation“ zur Schwarzwasserreduktion, Schwarzwasser Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen oder Transport zu einer Biogasanlage (Annahme eines minimalen Preises von 0 EUR für die Übernahme)

B1 (*max.*): Trennung in Schwarz- und Grauwasser, Reinigung des Grauwassers in einer lokalen Tropfkörperanlage/PKA für Grauwasser, Verwendung von Standardtoiletten, Sammlung des Schwarzwassers in Senkgruben (Landwirte: Eigenentsorgung; Nicht-LW: Transport zu Kläranlage)

Gruppe B2:

Keine weitere Unterscheidung für ein Projektgebiet möglich. Es wurde nur eine Variante betrachtet.

Gruppe B3:

B3 (*min.*): Trennung in Braun- Gelb- und Grauwasser, Grauwasserreinigung in einer Tropfkörperanlage/PKA für Grauwasser, Sammlung des Braunwassers in Senkgruben (Transport zu Biogasanlage oder Kläranlage bzw. Eigenentsorgung für Landwirte)

B3 (*max.*): Trennung in Braun- Gelb- und Grauwasser, zusätzlich Feststoffabtrennung mittels Filtersäcke, Fremdkompostierung der Feststoffe, Reinigung des Grauwassers+ Filtrat aus dem Filtersack in einer Tropfkörperanlage/PKA für Grauwasser + Filtrat

Gruppe B4:

Variante B4a „Feststoffspeicher“ (septic tank): billigste dezentrale Variante

Gruppe C:

In den einzelnen Projektgebieten wurden zuerst Teilgebiete betrachtet. In der Regel sind unterschiedliche Variantentypen für die unterschiedlichen Teilgebiete am billigsten. Für das Gesamtgebiet ergibt sich dann eine Kombination unterschiedlicher Varianten, die als Mischvarianten Cx bezeichnet werden. In manchen Fällen gibt es auch innerhalb eines

Teilgebietes Mischvarianten.

3.3.4 Gemeinde Wallsee –Projektsgebiet Schweinberg und Wochenendsiedlung

3.3.4.1 Teilgebiet 1 „Schweinberg“ (54 EW)

3.3.4.1.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen

Abb. 3.3.4.1-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.4.1-2 für den Standardfall 2:

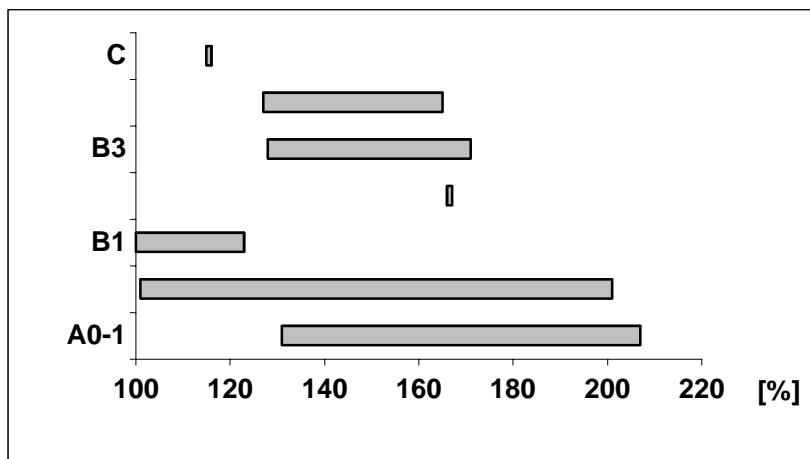


Abbildung 3.3.4.1-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

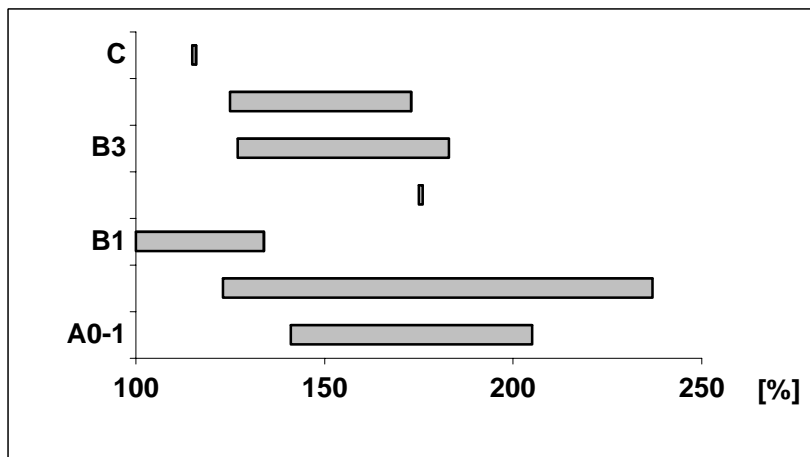


Abbildung 3.3.4.1-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen im Fall ohne Preissteigerung Kostenvorteile für die Gruppe A2 und B1, während bei Berücksichtigung einer Preissteigerung nur mehr Gruppe B1 deutliche Kostenvorteile aufweist (ca. 25%). Die konventionelle Lösung mittels einer Kläranlage ist um ca. 30% (SF 1) bzw. 40% (SF2) teurer als die günstigste Variante der Gruppe B1.

3.3.4.1.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.4.1-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt.

Tabelle 3.3.4.1-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6	Rang 7
1	A1b (2) (a) BoFi					11	989	
	A2a (b)	484	322	153	10	20	11	
	B1c (2) (b)	516	484					
	B2b (2) (c)							1000
	B3a (2) (b) (G) min			3	495	502		
	B4b (2) (E)			38	495	467		
	C1b (2) (b) (E)		194	806				
2	A1b (2) (a) BoFi					128	872	
	A2a (b)	40	292	215	37	288	128	
	B1c (2) (b)	960	40					
	B2b (2) (c)							1000
	B3a (2) (b) (G) min			90	558	352		
	B4b (2) (E)			363	405	232		
	C1b (2) (b) (E)		668	332				

Tabelle 3.3.4.1-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	B1c (2) (b)	B1c (2) (b)
2	A2a (b)	C1b (2) (b) (E)
3	C1b (2) (b) (E)	B4b (2) (E)
4	B3a (2) (b) (G) min	B3a (2) (b) (G) min
5	B4b (2) (E)	A2a (b)
6	A1b (2) (a) BoFi	A1b (2) (a) BoFi
7	B2b (2) (c)	B2b (2) (c)

Aus den beiden Tabellen ist ersichtlich, dass es durch die Kostensimulation zu keiner wesentlichen Änderung der in Kap. 3.3.4.1.1 dargestellten Reihung der billigsten Varianten kommt (aus Gruppe B1 und A2). In beiden Fällen ist die billigste Variante der Gruppe B1 an erster Stelle. Beim SF1 ist aber der Vorsprung von Variante B1c nur gering (516mal ist B1c am billigsten, 484mal A2a), allerdings beim SF2 ist der Vorsprung deutlich (960:40).

3.3.4.2 Teilgebiet 2 „Wochenendsiedlung“ (12 EW)

3.3.4.2.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen

Abb. 3.3.4.2-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.4.2-2 für den Standardfall 2:

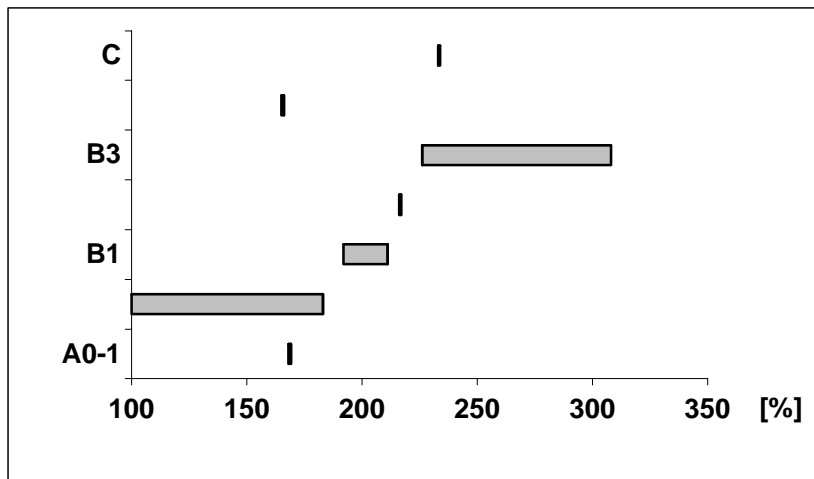


Abbildung 3.3.4.2-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

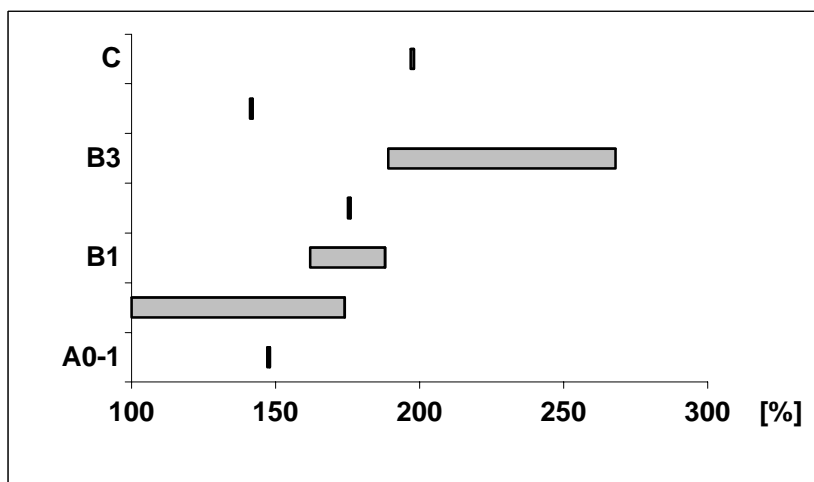


Abbildung 3.3.4.2-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen, dass in beiden Standardfällen eine Entsorgung mittels Senkgruben am Günstigsten ist. Diese Variante beinhaltet die Anwendung von Separationstoiletten zwecks Reduktion der anfallenden Wassermenge.

3.3.4.2.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird jeweils nur die Günstigste Variante der Gruppen A1, A2 und B4 ausgewählt, da die anderen Gruppen, wie aus Kap. 3.3.4.2.1 ersichtlich, wesentlich teurer sind. In Tab. 3.3.4.2-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.4.2-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.4.2-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3
1	A1a (2)	0	144	856
	A2a (b) (S)	1000	0	0
	B4a (2)	0	856	144
2	A1a (2)	0	1	999
	A2a (b) (S)	998	1	1
	B4a (2)	2	998	0

Tabelle 3.3.4.2-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	A2a (b) (S)	A2a (b) (S)
2	B4a (2)	B4a (2)
3	A1a (2)	A1a (2)

Auch die Kostensimulation zeigt, dass die Variante der Gruppe A2 am billigsten ist.

3.3.4.3 Gesamtgebiet (66 EW)

3.3.4.3.1 *Kostenvergleich herkömmlich - alternativ*

Nachfolgend werden für das Gesamtgebiet konventionelle Varianten der Gruppen A0, A1 und A2 mit der billigsten Mischvariante Variante verglichen:

1. Konventionelle Lösung: (Anschluss an bestehende Kläranlage (A0))
Anschluss des Gesamtgebietes an den bestehenden Kanal zur Kläranlage Wallsee (mittels Freispiegelkanal)
2. Konventionelle Lösung: (dezentrale Kläranlage (A1))
Errichtung einer technisch- biologischen Kläranlage für das Gesamtgebiet
3. Konventionelle Lösung: (Senkgrubenentsorgung (A2))
Eigenentsorgung durch Landwirte auf geeignete Flächen, Abtransport zu einer Kläranlage für Nicht- Landwirte
4. Billigste alternative Variante: (Kombination der günstigsten Varianten der Teilgebiete, Gruppe C)

Teilgebiet 1: (B1c) Trennung Schwarz- und Grauwasser, Errichtung einer Pflanzenkläranlage für Grauwasser, Ableitung in einen Graben, Trenntoiletten „BB Innovation“ zur Schwarzwasserreduktion, Entsorgung des gesamten Schwarzwassers durch Landwirte auf geeignete Flächen

Teilgebiet 2: (A2a) Senkgrubenentsorgung, Verwendung von Trenntoiletten „BB Innovation“ zur Abwasserreduktion, Wassersparmaßnahmen bei Wochenendhäusern

Der Barwert dieser Varianten für die beiden Standardfälle ist in den folgenden beiden Tabellen dargestellt:

Tabelle 3.3.4.3-1. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 1)

Variante	(I)	(II)	(III)
----------	-----	------	-------

1. Konventionelle Lösung (A0) <i>Anschluss an bestehenden Kanal (mittels Freispiegelkanal)</i>	418074	4	173
2. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung einer Kläranlage für das Gesamtgebiet</i>	392055	3	162
3. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung</i>	339550	2	141
4. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>(jeweils mit Verwendung von Trenntoiletten)</i> TG1: Trennung Schwarz- Grau, Schwarzwasserentsorgung durch Landwirte (B1c) TG2: Senkgrubenentsorgung + Wassersparmaßnahmen (A2)	241483	1	100

(I) kumulierter Barwert
(II) Rang
(III) % der Billigste

Tabelle 3.3.4.3-2. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 2)

Variante	(I)	(II)	(III)
1. Konventionelle Lösung (A0) <i>Anschluss an bestehenden Kanal (mittels Freispiegelkanal)</i>	471429	4	165
2. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung einer Kläranlage für das Gesamtgebiet</i>	468201	3	164
3. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung</i>	462521	2	162
4. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>(jeweils mit Verwendung von Trenntoiletten)</i> TG1: Trennung Schwarz- Grau, Schwarzwasserentsorgung durch Landwirte (B1c) TG2: Senkgrubenentsorgung + Wassersparmaßnahmen (A2)	285274	1	100

(I) kumulierter Barwert
(II) Rang
(III) % der Billigste

In beiden Fällen ist die Mischvariante C am billigsten. Diese sieht für den Ortskern die Anwendung einer alternativen Variante (B1c) vor.

3.3.4.3.2 Kostenanteile

In den folgenden beiden Tabellen sind die Anteile an Investitions- und Reinvestitionskosten, Betriebskosten und Kosten für den Transport und Entsorgung der Gesamtkosten ersichtlich:

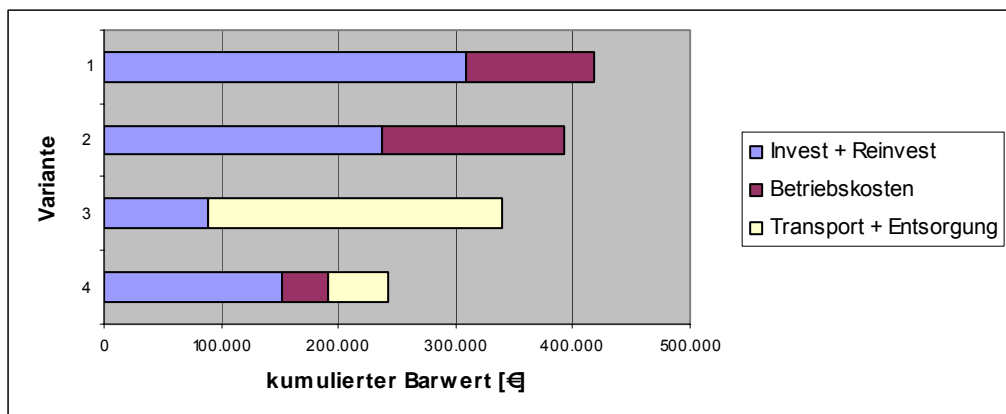


Abbildung 3.3.4.3-1. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 1)

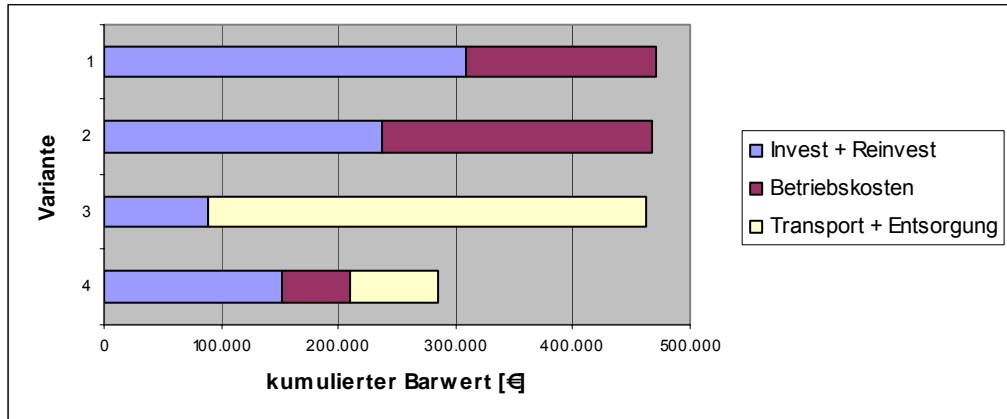


Abbildung 3.3.4.3-2. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 2)

3.3.4.3.3 *Jährliche Kosten je EW*

Nachfolgend werden für die ausgewählten Varianten die pro Jahr und EW anfallenden Kosten für das gesamte Untersuchungsgebiet angeführt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 50 Jahre, die Einwohneranzahl 66 EW.

Tabelle 3.3.4.3-3. Jährliche Kosten je EW [€] (Standardfall 1)

Variante	Jährliche Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	127	4	173
2	119	3	162
3	103	2	141
4	73	1	100

Tabelle 3.3.4.3-4. Jährliche Kosten je EW [€] (Standardfall 2)

Variante	Jährliche Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	143	4	165
2	142	3	164
3	140	2	162
4	86	1	100

3.3.4.3.4 *Anteile der Investitionskosten an den Bereichen 1 und 2*

Die Investitionskosten der ausgewählten Varianten werden in zwei Bereiche unterteilt. Diese beinhalten

Bereich 1	Bereich 2
Hausanschlüsse, Kanäle und Druckleitungen, Pumpwerke, Anlagen der Abwasserreinigung (TKA, PKA, MBR, ABR, Bodenfilter, Sandfilter)	Hausinstallationen, Senkgruben, Komposttoiletten, Rottebehälter, Gelbwasserspeicher, Wirbelabscheider, Septic Tanks

In nachfolgenden Tabellen sind die Anteile der Investitionskosten der ausgewählten Varianten an den Bereichen 1 und 2 angeführt.

Tabelle 3.3.4.3-5. Investitionskosten - Anteile an den Bereichen 1 und 2

Variante	Rang	Bereich 1		Bereich 2	
		IK	%	IK	%
1	4	281830	100	0	0
2	3	209252	100	0	0
3	2	0	0	30030	100
4	1	94217	68	43956	32

Tab. 3.3.4.3-5 zeigt, dass bei der billigsten Variante rd. 30% der Kosten auf den Grundstückbesitzer entfallen, die zurzeit nicht förderfähig sind (Bei den herkömmlichen Varianten der Gruppe A0 und A1 sind dies 0%).

3.3.5 Gemeinde Wallsee –Projektsgebiet Schaching und Kobling

3.3.5.1 Teilgebiet 1 „Schaching“ (46 EW)

3.3.5.1.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen

Abb. 3.3.5.1-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.5.1-2 für den Standardfall 2 (Anmerkung: Die Gruppe B4 wurde hier nicht mehr berücksichtigt – siehe Ergebnisse für Schweinberg)).

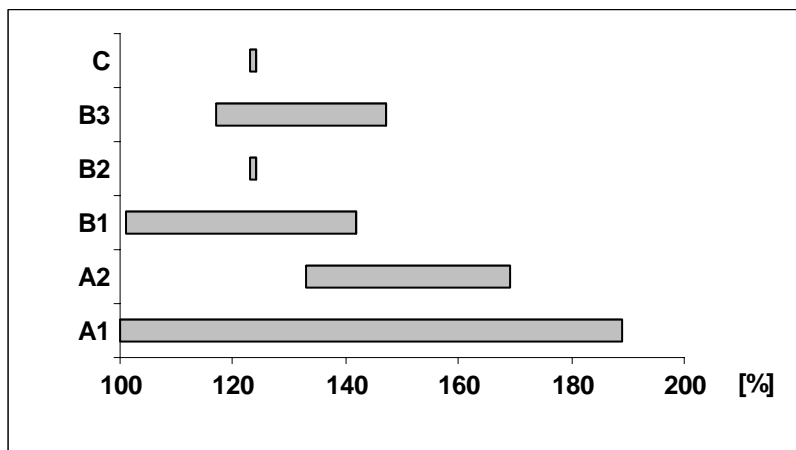


Abbildung 3.3.5.1-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

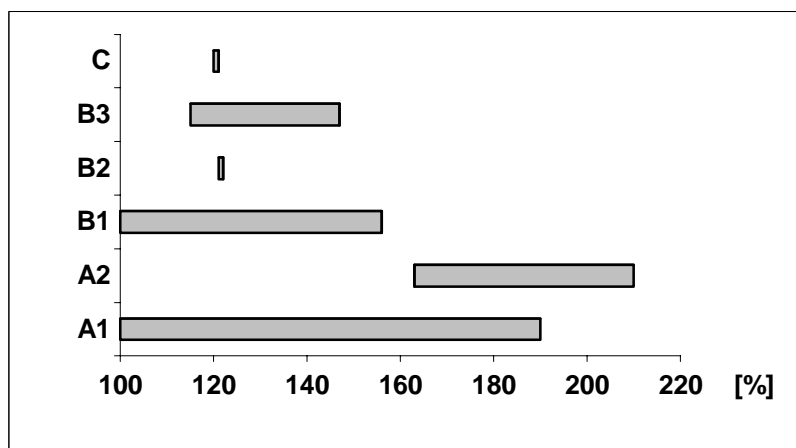


Abbildung 3.3.5.1-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen, dass in beiden Standardfällen die billigsten Varianten der herkömmliche Gruppe A1 sowie die alternative Gruppe B1 ungefähr gleiche Kosten aufweisen.

3.3.5.1.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.5.1-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.5.1-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.5.1-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6
1	A1b (2) BoFi	679	318	3			
	A2a (b)	1	2	253	75	41	628
	B1a (2) (b) (G) min	320	680				
	B2b (2) (c)			108	521	302	69
	B3a (2) (b) (G) min			636	361	3	
	C1b (2) (b) (E)				43	654	303
2	A1b (2) BoFi	561	439				
	A2a (b)				1	3	996
	B1a(2) (b) (G) min	439	561				
	B2b (2) (c)			186	577	233	4
	B3a (2) (b) (G) min			814	186		
	C1b (2) (b) (E)				236	764	

Tabelle 3.3.5.1-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	A1b (2) BoFi	A1b (2) BoFi
2	B1a (2) (b) (G) min	B1a (2) (b) (G) min
3	B3a (2) (b) (G) min	B3a (2) (b) (G) min
4	B2b (2) (c)	B2b (2) (c)
5	C1b (2) (b) (E)	C1b (2) (b) (E)
6	A2a (b)	A2a (b)

Die Kostensimulation zeigt, dass die Variante der Gruppe A1 im SF1 679mal an erster Stelle liegt, während die Variante der Gruppe B1 nur 320mal an erster Stelle liegt. Im SF 2 erhöht sich der Anteil der Variante der Gruppe B1 am ersten Rang auf 439mal.

3.3.5.2 Teilgebiet 2 „Kobling“ (22 EW)**3.3.5.2.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen**

Abb. 3.3.5.2-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.5.2-2 für den Standardfall 2:

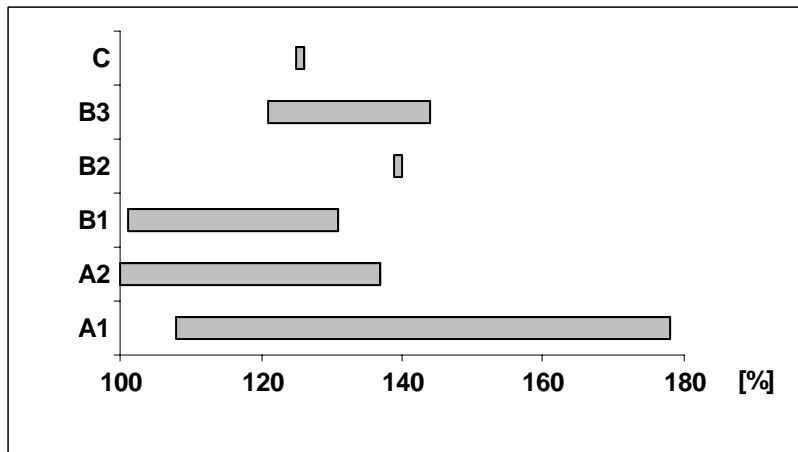


Abbildung 3.3.5.2-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

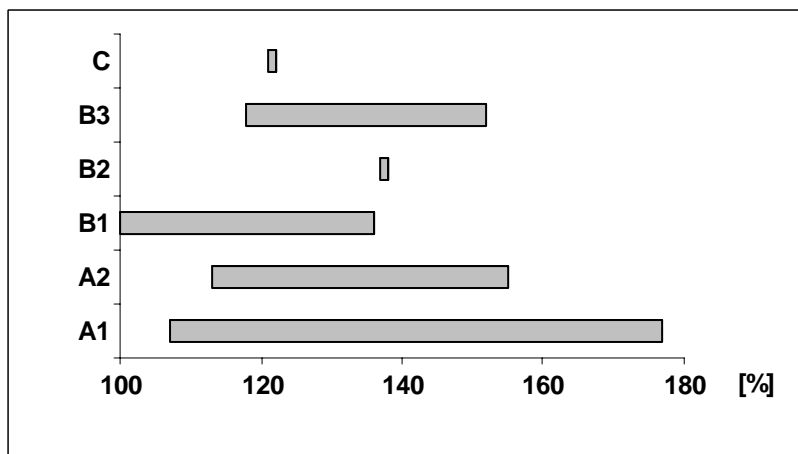


Abbildung 3.3.5.2-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen im Fall ohne Preissteigerung geringe Kostenvorteile für die Gruppe A2 (gegenüber Gruppe B1), während bei Berücksichtigung einer Preissteigerung nur mehr Gruppe B1 Kostenvorteile aufweist. Die konventionelle Lösung mittels einer Kläranlage ist in beiden Fällen um ca. 7-8% teurer.

3.3.5.2.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.5.2-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.5.2-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.5.2-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6
1	A1b (2) BoFi		350	650			
	A2a (b)	520	130	256	38	56	
	B1c (2) (b)	480	520				
	B2b (2) (c)						1000
	B3a (2) (b)			94	906		
	C1b (2)(b)(E)				56	944	

2	A1b (2) BoFi		608	392			
	A2a (b)	236	156	225	49	269	65
	B1c (2) (b)	764	236				
	B2b (2) (c)					65	935
	B3a (2) (b)			376	619	5	
	C1b (2)(b) (E)			7	332	661	

Tabelle 3.3.5.2-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	A2a (b)	B1c (2) (b)
2	B1c (2) (b)	A2a (b)
3	A1b (2) BoFi	A1b (2) BoFi
4	B3a (2) (b)	B3a (2) (b)
5	C1b (2) (b) (E)	C1b (b) (E)
6	B2b (2) (c)	B2b (2) (c)

Die Kostensimulation zeigt, dass die Variante der Gruppe A2 im SF1 520mal an erster Stelle liegt, während die Variante der Gruppe B1 480mal an erster Stelle liegt. Im SF 2 liegt aber die Variante der Gruppe B1 mit 764mal häufiger auf Platz 1 als die Variante der Gruppe A2 (bedingt durch die Auswirkung der Preissteigerung auf den hohen Anteil der laufenden Kosten bei der Senkgrubenentsorgung).

3.3.5.3 Teilgebiet 3 „Neureith“

Aufgrund der geringen untersuchten Variantenanzahl, sowie aufgrund der Gegebenheiten (ein Gebäude, Landwirt) wird auf eine weitere Untersuchung der Varianten verzichtet. Es zeigt sich bereits anhand der Variation des Zinssatzes sowie der Steigerungsrate (siehe Anhang Niederösterreich), dass die momentane Form der Abwasserentsorgung mit einem Grauwasserspeicher für landwirtschaftliche Zwecke sowie mit einer Eigenentsorgung des Schwarzwassers durch den Landwirt die kostengünstigste Variante darstellt. Einzig die Möglichkeit der Verwendung von Trenntoiletten zur Abwasserreduktion würde eine weitere Kostenreduktion zur Folge haben. Der Einbau einer Komposttoilette ist aufgrund der hohen Investitionskosten ebenfalls nicht vorteilhaft (da die Einsparungen durch die Kompostierung nur gering sind).

3.3.5.4 Gesamtgebiet (75 EW)

3.3.5.4.1 *Kostenvergleich herkömmlich - alternativ*

Nachfolgend werden für das Gesamtgebiet konventionelle Varianten der Gruppen A1 und A2 mit der billigsten Variante verglichen, die eine Mischvariante (Gruppe C) darstellt:

1. Konventionelle Lösung: (Kläranlagenerrichtung (A1))
Diese sieht die Errichtung einer gemeinsamen Kläranlage für die drei Teilgebiete vor. Die Ableitung erfolgt zum Mühlbach mittels Pumpwerk und Druckleitung
2. Konventionelle Lösung: (Senkgrubenentsorgung (A2a))
Diese Variante sieht die Sammlung des gesamten Abwassers der drei Teilgebiete in Senkgruben vor. Die Entsorgung erfolgt bei Landwirten durch Eigenentsorgung auf

landwirtschaftlich genutzte Flächen, bei Nicht-Landwirten durch Transport der Senkgrubeninhalte zur Übernahmestation der Kläranlage Wallsee.

3. Kombination der günstigsten Varianten jedes Teilgebietes (C)

Teilgebiet 1: Errichtung einer technisch- biologischen Kläranlage mit nachgeschaltetem Bodenfilter, Ableitung in einen Graben (A1)

Teilgebiet 2: anhängig von der Steigerungsrate:

- 0 % Senkgrubenentsorgung mit Verwendung von Trenntoiletten (A2)
- 2,0 % Trennung Schwarz- und Grauwasser, Pflanzenkläranlage für Grauwasser, Ableitung in Graben, Verwendung von Trenntoiletten zur Abwasserreduktion, Schwarzwasserentsorgung durch Landwirte (B1)

Teilgebiet 3: Trennung Schwarz- Grauwasser mit Grauwasserspeicher für landwirtschaftliche Zwecke, Verwendung von Trenntoiletten zur Abwasserreduktion, Schwarzwasser Eigenentsorgung (B1)

Der Barwert dieser Varianten für die beiden Standardfälle ist in den folgenden beiden Tabellen dargestellt:

Tabelle 3.3.5.4-1. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 1)

Variante	(I)	(II)	(III)
1. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung einer Kläranlage für das Gesamtgebiet</i>	637744	3	200
2. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung im Gesamtgebiet</i>	507994	2	159
3. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>TG1: Technische KA mit nachgeschaltetem Bodenfilter (A1)</i> <i>TG2: Senkgrubenentsorgung mit Trenntoiletten (A2)</i> <i>TG3: Trennung Schwarz- Grau mit Speicher f. LW Zwecke (B1)</i>	319001	1	100

(I) kumulierter Barwert

(II) Rang

(III) % der Billigste

Tabelle 3.3.5.4-2. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 2)

Variante	(I)	(II)	(III)
1. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung einer Kläranlage für das Gesamtgebiet</i>	737007	3	200
2. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung im Gesamtgebiet</i>	710752	2	193
3. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>TG1: Technische KA mit nachgeschaltetem Bodenfilter (A1)</i> <i>TG2: Trennung Schwarz- Grau, Entsorgung durch LW (B1)</i> <i>TG3: Trennung Schwarz- Grau mit Speicher f. LW Zwecke (B1)</i>	368054	1	100

3.3.5.4.2 Kostenanteile

In den folgenden beiden Tabellen sind die Anteile an Investitions- und Reinvestitionskosten, Betriebskosten und Kosten für den Transport und Entsorgung der Gesamtkosten ersichtlich:

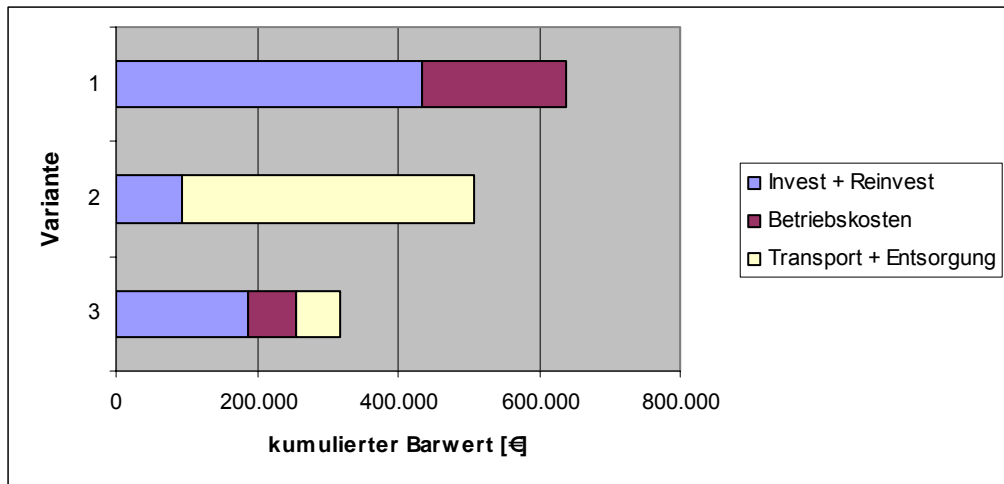


Abbildung 3.3.5.4-1. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 1)

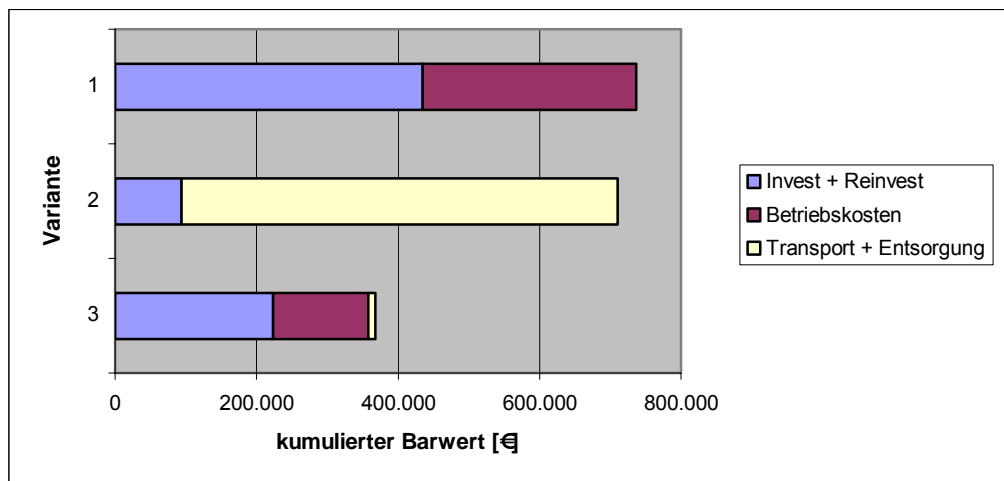


Abbildung 3.3.5.4-2. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 2)

3.3.5.4.3 Jährliche Kosten je EW

Nachfolgend werden für die ausgewählten Varianten die pro Jahr und EW anfallenden Kosten für das gesamte Untersuchungsgebiet angeführt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 50 Jahre, die Einwohneranzahl 75 EW.

Tabelle 3.3.5.4-3. Jährliche Kosten je EW [€] (Varianten für Standardfall 1)

Variante	Jährliche Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	170	3	200
2	135	2	159
3	85	1	100

Tabelle 3.3.5.4-4. Jährliche Kosten je EW [€] (Varianten für Standardfall 2)

Variante	Jährliche Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	197	3	200
2	190	2	193
3	98	1	100

3.3.5.4.4 *Anteile der Investitionskosten an den Bereichen 1 und 2*

Die Investitionskosten der ausgewählten Varianten werden in zwei Bereiche unterteilt:

Bereich 1	Bereich 2
Hausanschlüsse, Kanäle und Druckleitungen, Pumpwerke, Anlagen der Abwasserreinigung (TKA, PKA, MBR, ABR, Bodenfilter, Sandfilter)	Hausinstallationen, Komposttoiletten, Gelbwasserspeicher, Septic Tanks Senkgruben, Rottebehälter, Wirbelabscheider,

In nachfolgenden Tabellen sind die Anteile der Investitionskosten der ausgewählten Varianten an den Bereichen 1 und 2 angeführt.

Tabelle 3.3.5.4-5. Investitionskosten - Anteile an den Bereichen 1 und 2

Variante	Rang	Bereich 1		Bereich 2	
		IK	%	IK	%
1	3	357621	100	0	0
2	2	0	0	63832	100
3	1	122921	80	30418	20

Tabelle 3.3.4.4-6. Investitionskosten - Anteile an den Bereichen 1 und 2

Variante	Rang	Bereich 1		Bereich 2	
		IK	%	IK	%
1	3	357621	100	0	0
2	2	0	0	63832	100
3	1	178214	93	14258	7

3.3.6 Gemeinde Weißenbach/Triesting – Projektgebiet „Einzelanwesen“

3.3.6.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen

Abb. 3.3.6.1-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.6.1-2 für den Standardfall 2:

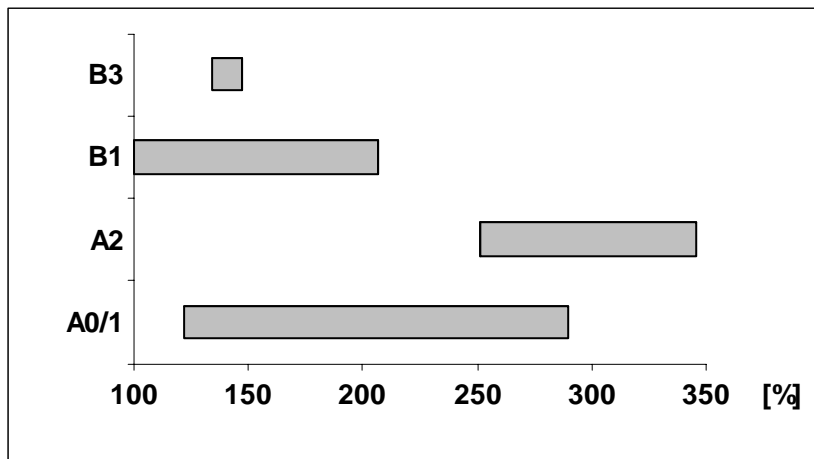


Abbildung 3.3.6.1-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

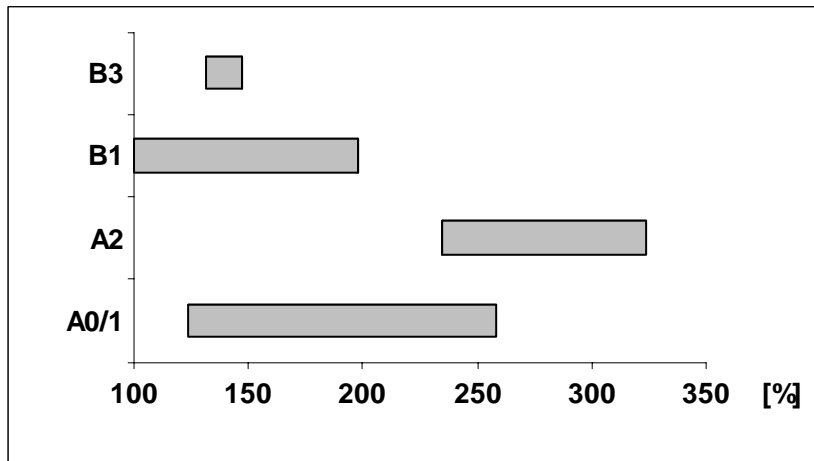


Abbildung 3.3.6.1-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen in beiden Fällen deutliche Kostenvorteile für die Gruppe B1 (ca. 20% billiger als die billigste konventionelle Variante).

3.3.6.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.6.2-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.6.2-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.6.2-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6
1	A0b			23	158	177	642
	A1b		1000				
	A2a (b)					642	358
	B1c (a)				819	181	
	B1c (b)	1000					
	B3b (c) (E)			977	23		
2	A0b			56	171	161	612
	A1b		1000				
	A2a (b)					612	388
	B1c (a)				773	227	
	B1c (b)	1000					
	B3b (c) (E)			944	56		

Aus der Kostensimulation ergibt sich folgende Reihung der untersuchten Varianten:

Tabelle 3.3.6.2-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	B1c (b)	B1c (b)
2	A1b	A1b
3	B3b (c) (E)	B3b (c) (E)
4	B1c (a)	B1c (a)
5	A2a (b)	A2a (b)
6	A0b	A0b

Aus den beiden Tabellen ist ersichtlich, dass es durch die Kostensimulation zu keiner

Änderung der Reihung der billigsten Varianten kommt (B1c vor A1b).

3.3.6.3 Kostenanteile

In den folgenden beiden Tabellen sind die Anteile an Investitions- und Reinvestitionskosten, Betriebskosten und Kosten für den Transport und Entsorgung der Gesamtkosten ersichtlich:

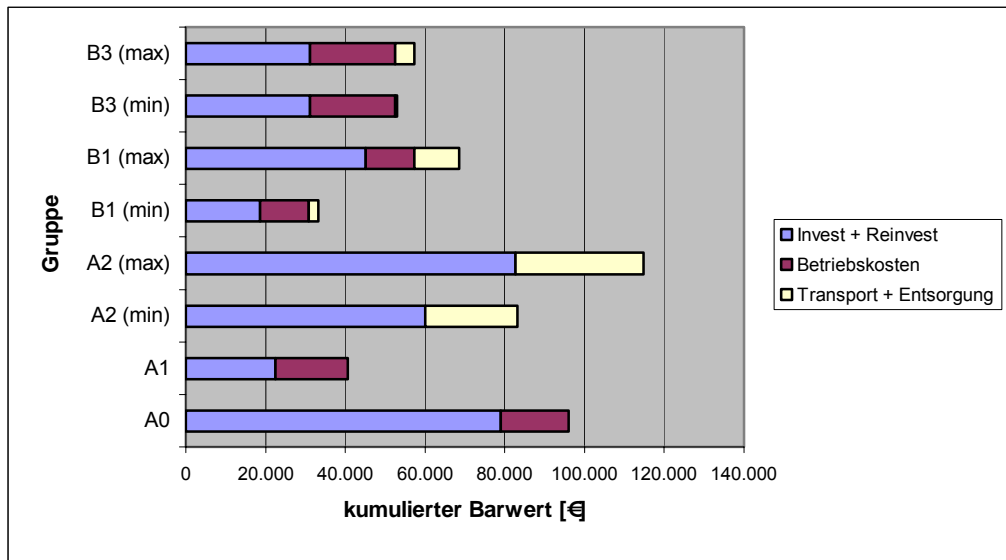


Abbildung 3.3.6.3-1. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 1)

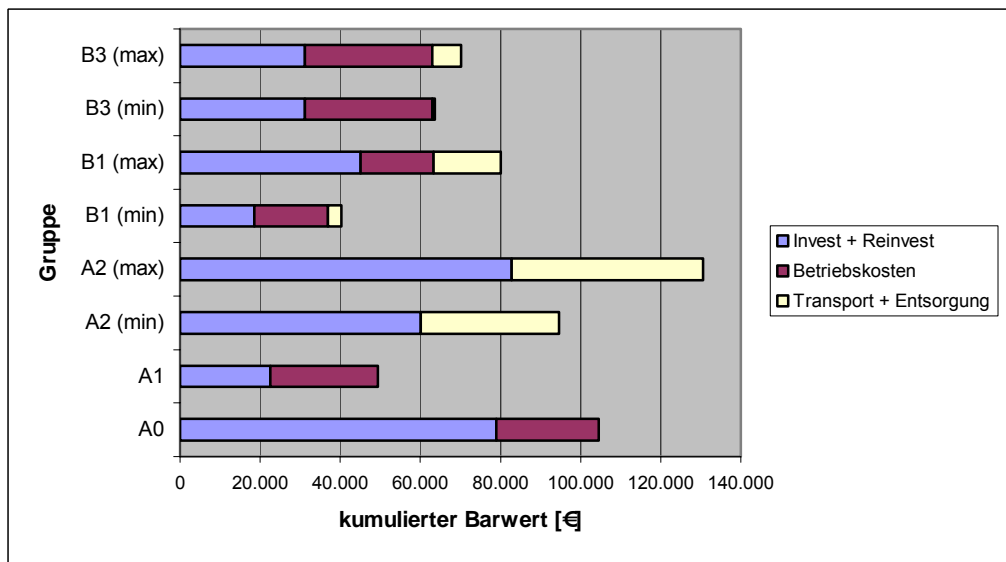


Abbildung 3.3.6.3-2. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 2)

3.3.6.4 Anteile der Investitionskosten an den Bereichen 1 und 2

Die Investitionskosten der ausgewählten Varianten werden in zwei Bereiche unterteilt:

Bereich 1	Bereich 2
Hausanschlüsse, Kanäle und Druckleitungen, Pumpwerke, Anlagen der Abwasserreinigung (TKA, PKA, MBR, ABR, Bodenfilter, Sandfilter)	Hausinstallationen, Komposttoiletten, Gelbwasserspeicher, Septic Tanks Senkgruben, Rottebehälter, Wirbelabscheider,

In nachfolgenden Tabellen sind die Anteile der Investitionskosten der ausgewählten Varianten an den Bereichen 1 und 2 angeführt.

Tabelle 3.3.6.4-1. Investitionskosten - Anteile an den Bereichen 1 und 2

Variante	Rang		Bereich 1		Bereich 2	
	Standardfall 1	Standardfall 2	IK	%	IK	%
A0b	6	6	73400	100	0	0
A1b	2	2	17272	100	0	0
A2a (b)	5	5	0	0	41149	100
B1c (a)	4	4	12092	38	19939	62
B1c (b)	1	1	12092	80	2994	20
B3b (c) (E)	3	3	16453	74	5729	26

3.3.6.5 Jährliche Kosten je EW

Nachfolgend werden für die ausgewählten Varianten die pro Jahr und EW anfallenden Kosten für das Einzelanwesen angeführt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 50 Jahre, die Einwohneranzahl 10 EW.

Tabelle 3.3.6.5-1. Jährliche Kosten je EW in EUR

Variante	Standardfall 1			Standardfall 2		
	(I)	(II)	(III)	(I)	(II)	(III)
A0b	192	6	290	209	6	259
A1b	81	2	122	99	2	123
A2a (b)	166	5	251	189	5	235
B1c (a)	137	4	207	160	4	198
B1c (b)	66	1	100	81	1	100
B3b (c) (E)	106	3	160	127	3	158

(I) Jährliche Kosten pro EW x a [€]

(II) Rang

(III) % der Billigsten Variante

3.3.7 **Stadtgemeinde Zwettl – Neues Siedlungsgebiet**

Im Rahmen des Projektes wurde auch ein zukünftiges Erweiterungsgebiet betrachtet. Es wird aufgrund der Randbedingungen nur eine eingeschränkte Variantenuntersuchung durchgeführt. Der zu untersuchende Bereich umfasst ein Erweiterungsgebiet für ca. 400 EW. Es wird davon ausgegangen, dass auf dem Areal die Errichtung von Einfamilienhäusern (ca. 100) vorgesehen ist. Für die Abwasserentsorgung dieses Gebietes sollen folgende Möglichkeiten miteinander verglichen werden:

Variante 1. Erweiterung der bestehenden Kläranlage:

Die bestehende Kläranlage ist momentan für ca. 800 EW ausgebaut, und verfügt über die Reinigungsstufe C – Abbau sowie eine schwache Nitrifikation. Bei dieser Kläranlage ist eine Erweiterung / Sanierung sowie eine Anpassung an den Stand der Technik (hauptsächlich für Nitrifikation) jedenfalls erforderlich (sodass nach dem Ausbau der Kläranlage eine

Reinigungsleistung von 1200EW vorliegt). Die Investitionskosten für die Kläranlagenerweiterung / Sanierung betragen insgesamt mindestens 850.000 €. Der dabei auf die Erweiterung für das Aufschlussgebiet entfallende Anteil beträgt ca. 300.000 €. Der Projektskostenbarwert für das gesamte Projekt wurde mit 4.500.000 € beziffert. (Betriebskosten 46 € pro EW x a).

Variante 2. Ableitung des Abwassers zu bestehender Kläranlage Zwettl.

Das Abwasser der KG Rudmanns inkl. des Aufschlussgebietes soll mittels Pumpwerk und Druckleitung bis zur bestehenden Kläranlage Zwettl geleitet werden. Der kumulierte Barwert für diese Lösung beträgt 3.100.000 €. Es sind die Kosten für den Umbau des bestehenden Pumpwerkes Stift Zwettl sowie die erforderliche Kanalisation inkludiert.

Variante 3.1 Abtrennung des Urin und Einleitung des Braun- und Grauwassers in die bestehende KA Rudmanns

Es werden die Kosten für den Einbau sowie den Betrieb (Abtransport von Urin) von Trenntoiletten in den Gebäuden untersucht. In diesem Fall wird davon ausgegangen, dass bei einer Urinabtrennung für die Umrüstung der Kläranlage (Variante 1) geringere Kosten auf das Erweiterungsgebiet entfallen (da keine Kosten für Nitrifikation und Denitrifikation sondern nur Kosten für die Beckenerweiterung anfallen). Zudem sind die Betriebskosten auf der Kläranlage (ca. 20% weniger Abwasseranfall, 53% weniger CSB, ca. 89% weniger N, ca. 76% weniger P) geringer als bei Variante 1 (ca. 19 statt 46 € / EW x a). Hinzu kommen allerdings Kosten für den Transport des Gelbwassers (z.B. durch Landwirt). Es wird davon ausgegangen, dass sämtliche Gebäude unterkellert sind und der Urintank im Keller aufgestellt werden kann. Es werden folgende Fälle untersucht:

Die Kosten der Variante 1 verringern sich dadurch um ca. 1/3 und der Barwert beträgt somit ca. 3.200.000€.

Variante 3.2 Abtrennung des Urin und Einleitung des Braun- und Grauwassers in die bestehenden KA Oberhof

Die Kosten der Variante 2 verringern sich hier um rd. 100.000 EUR. Der Barwert beträgt somit rd. 3.000.000 EUR.

Tabelle 3.3.7-1. Jährliche Kosten je EW in EUR*

Variante	Kumulierter Barwert	Rang
1. Anpassung der bestehenden Kläranlage	4.500.000	4
2. Pumpwerkerrichtung, Anschluss an KA Oberhof	3.100.000	2
3.1. Verwendung von Trenntoiletten, Anschluss an KA der Variante 1	3.200.000	3
3.2. Verwendung von Trenntoiletten, Anschluss an KA der Variante 1	3.000.000	1

Diese Berechnung zeigt, dass eine Urintrennung im konkreten Fall kaum Kostenvorteile bringt. Falls jedoch eine Adaptierung einer Kläranlage durch Urintrennung vermieden werden könnte (im gegenständlichen Fall ist die Kläranlage jedenfalls zu erneuern) könnten damit u.U. Kosten eingespart werden.

3.3.8 Spezielle Einflussfaktoren auf die Kostenberechnung für NÖ

3.3.8.1 Investitionskosten für Senkgruben

Einen großen Unsicherheitsfaktor bei den Punktbauwerken stellen die Speicherbauwerke (in erster Linie die Senkgruben) dar. Dies gilt weniger für Nicht-Landwirte, bei welchen Kosten angesetzt werden (Kostenmischsatz für Sanierung – Neuerrichtung – Weiterverwendung Bestand), als vielmehr bei Landwirten. Hierfür wird in NÖ davon ausgegangen, dass Landwirte immer über einen ausreichenden Speicherraum verfügen, und daher keine zusätzlichen Kosten für die Errichtung anfallen. Wie die Erhebungen in den Untersuchungsgebieten zeigten (siehe Länderanhänge), besteht auch bei Landwirten oft ein Bedarf nach zusätzlichem Speicherraum. Deswegen wurden für die Kostenberechnungen auch die Kosten für diesen zusätzlichen Speicherraum berechnet. Allerdings kann auch davon ausgegangen werden, dass bei den bestehenden Senk- und Güllegruben der Landwirte ein Sanierungsbedarf besteht (wie bei den Senkgruben von Nicht-Landwirten). Falls die tatsächlichen Kosten für die Senkgruben für Landwirte angesetzt würden, würden die Varianten der Gruppe A2, die jetzt in einigen Fällen kostengünstig erscheinen, zurückfallen.

3.3.8.2 Reduktion der Fläche von Pflanzenkläranlagen auf 1,0 m² / EW für Abwasser ohne Urin

Bei Varianten bei welchen eine Abtrennung des Gelbwassers erfolgt, kann möglicherweise die erforderliche Fläche der Pflanzenkläranlagen zur Reinigung des restlichen Abwassers von 2,5 m² / EW (Grauwasser (B1)) bzw. 5,0 m² / EW (Grau- und Braunwasser (B2)) bzw. 3,0 m² / EW (Grauwasser + Filtrat aus Filtersäcken (B3c)) auf ca. 1,0 m² / EW reduziert werden (siehe Kap. 3.1.1.6). Die Abminderung der Kosten erfolgt wie auch bei den Pflanzenkläranlagen für Grauwasser bzw. Grauwasser + Filtrat anhand der EW –Anzahl.

Mit diesen Kostenansätzen würden sich die Varianten der Gruppe B1 um ca. 10-15% verringern. Ebenso würden sich die Kosten für die Varianten der Gruppe B2 und B3 verringern, aber diese Varianten sind immer schlechter als B1.

3.3.9 Gemeinde Gaflenz –Projektsgebiet Lohnsitz

3.3.9.1 Teilgebiet 1 „Einzelgebäude“

3.3.9.1.1 *Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen*

Abb. 3.3.9.1-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.9.1-2 für den Standardfall 2:

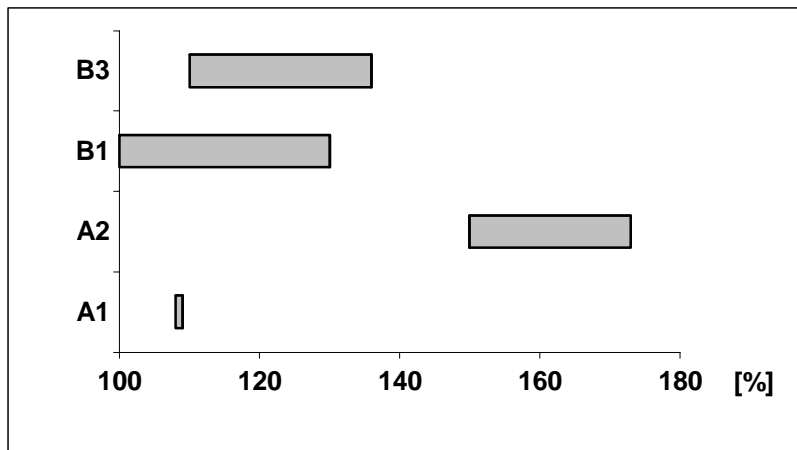


Abbildung 3.3.9.1-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

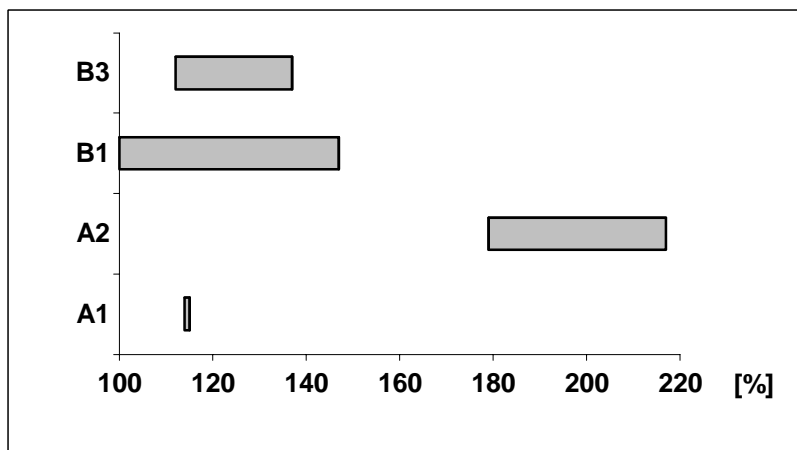


Abbildung 3.3.9.1-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen, dass bei beiden Standardfällen Vorteile für die Gruppe B1 bestehen. Die Gruppen A1 und B3 sind annähernd gleich gereiht und liegen ca. 10 (SF1) bzw. 15% (SF2) hinter der Gruppe B1.

3.3.9.1.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.9.1-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.9.1-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.9.1-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4
1	A1a (3)	0	800	200	0
	A2a (b)	0	0	0	1000
	B1c (3) (b)	1000	0	0	0
	B3a (3) (b)	0	200	800	0
2	A1a (3)	0	386	614	0
	A2a (b)	0	0	0	1000
	B1c (3) (b)	1000	0	0	0
	B3a (3) (b)	0	614	386	0

Tabelle 3.3.9.1-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	B1c (3) (b)	B1c (3) (b)
2	A1a (3)	B3a (3) (b)
3	B3a (3) (b)	A1a (3)
4	A2a (b)	A2a (b)

Aus den beiden Tabellen ist ersichtlich, dass die eindeutig günstigste Variante, in beiden Standardfällen die Varianten der Gruppe B1 ist.

3.3.9.2 Gebiet 2 „Zwei Gebäude“

3.3.9.2.1 *Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen*

Abb. 3.3.9.2-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.9.2-2 für den Standardfall 2. Die Variante der Gruppe C ist eine Kombination der günstigsten Variante der Gruppe B1 wobei in einem der beiden Gebäude eine Komposttoilette vorgesehen ist.

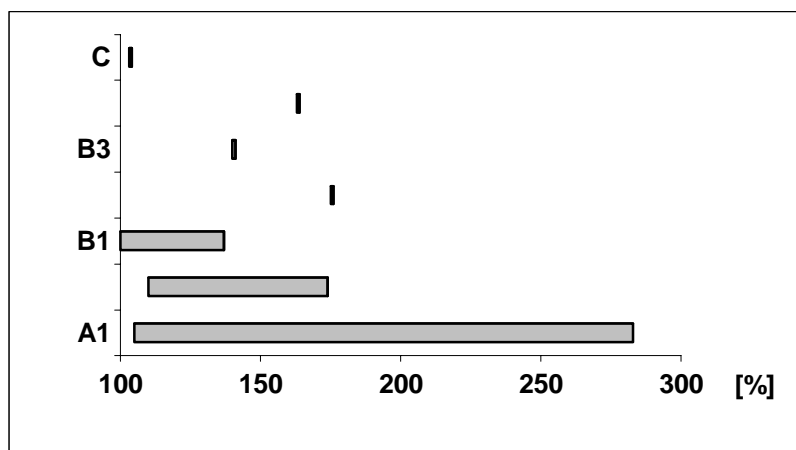


Abbildung 3.3.9.2-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

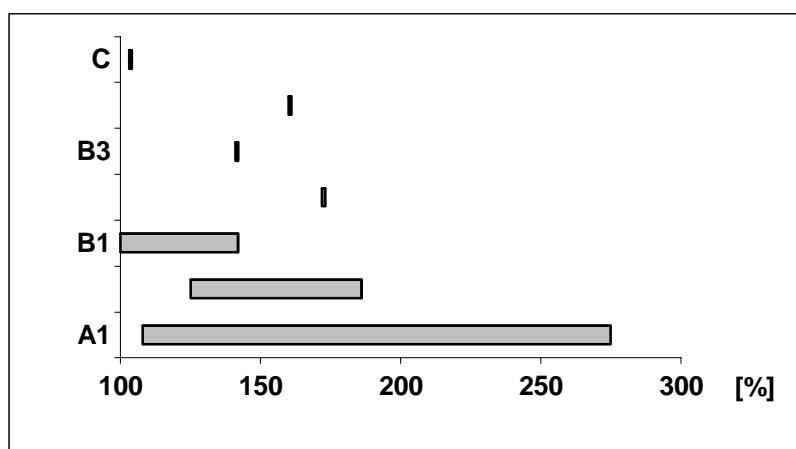


Abbildung 3.3.9.2-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen, dass die Gruppe B1 knapp vor der Gruppe A1 sowie der Variante C (Unterschied jeweils ca. 5%) liegt.

3.3.9.2.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.9.2-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.9.2-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.9.2-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6	Rang 7
1	A1a (3)			699	301			
	A2a (b) alternativ	129	124	48	696	3		
	B1c (3) (b)	871	129					
	B2a (3) (c)						348	652
	B3b (3) (c) (E)					773	227	
	B4a (2) Anteil				3	224	425	348
	C1		747	253				
2	A1a (3)			963	37			
	A2a (b) alternativ		1	36	758	150	55	
	B1c (3) (b)	1000						
	B2a (3) (c)						346	654
	B3b (3) (c) (E)				84	696	220	
	B4a (2) Anteil				121	154	379	346
	C1		999	1				

Tabelle 3.3.9.2-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	B1c (3) (b)	B1c (3) (b)
2	C1	C1
3	A1a (3)	A1a (3)
4	A2a (b) alternativ	A2a (b) alternativ
5	B3b (3) (c) (E)	B3b (3) (c) (E)
6	B4a (2) Anteil	B4a (2) Anteil
7	B2a (3) (c)	B2a (3) (c)

Die beiden Tabellen zeigen, dass in beiden Standardfällen die Variante der Gruppe B1 am billigsten ist.

3.3.9.3 Gebiet 3 „Ortskern“

3.3.9.3.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen

Abb. 3.3.9.3-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.9.3-2 für den Standardfall 2:

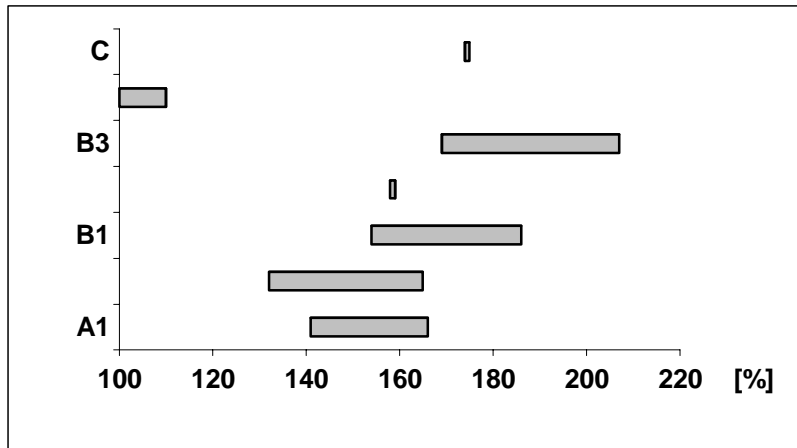


Abbildung 3.3.9.3-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

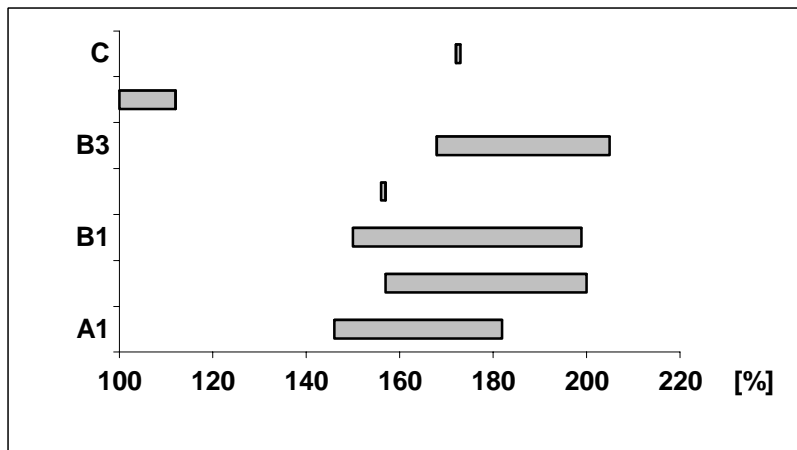


Abbildung 3.3.9.3-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Die beiden Abbildungen zeigen, dass die Gruppe B4 mit einem Abstand von 25 bzw. 45% vor den nächstgereihten Gruppen liegt.

3.3.9.3.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.9.3-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.9.3-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.9.3-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6	Rang 7
1	A1a (3)		404	596				
	A2a (b)	3	593	157	58	85	46	58
	B1c (3) (b)			247	753			
	B2a (3) (c)				189	811		
	B3a (3) (b)					104	896	
	B4a (3)	997	3					
	C1						58	942
2	A1a (3)		627	373				
	A2a (b)		373	55	57	100	58	357

B1c (3) (b)			572	428			
B2a (3) (c)				515	485		
B3a (3) (b)					409	585	6
B4a (3)	1000						
C1					6	357	637

Tabelle 3.3.9.3-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	B4a (3)	B4a (3)
2	A2a (b)	A1a (3)
3	A1a (3)	B1c (3) (b)
4	B1c (3) (b)	B2a (3) (c)
5	B2a (3) (c)	B3a (3) (b)
6	B3a (3) (b)	C1
7	C1	A2a (b)

Die beiden Tabellen zeigen, dass die Variante B4 in beiden Standardfällen deutlich den ersten Rang belegt.

3.3.9.4 Gesamtgebiet

3.3.9.4.1 *Kostenvergleich herkömmlich - alternativ*

Folgende Varianten wurden für den Kostenvergleich des Gesamtgebietes herangezogen:

1. Konventionelle Lösung: (Anschluss an bestehende Kläranlage (A0))
Anschluss des Gesamtgebietes an den bestehenden Kanal zur Kläranlage
2. Konventionelle Lösung: (Kläranlagenerrichtung (A1))
Errichtung einer Kläranlage in jedem der drei Teilgebiete
3. Konventionelle Lösung: (Senkgrubenentsorgung (A2))
Abtransport des Abwassers zur Übernahmestation von Privaten sowie Eigenentsorgung bei Landwirten
4. Kombination der günstigsten Varianten der Teilgebiete (C)

Teilgebiet 1: (B1c) Trennung Schwarz- und Grauwasser, Errichtung einer Pflanzenkläranlage für Grauwasser, Ableitung in Großschnaidtbach, Trenntoiletten zur Schwarzwasserreduktion, Entsorgung des Schwarzwassers durch Landwirt

Teilgebiet 2: (B1c) Trennung Schwarz- und Grauwasser, Errichtung einer Pflanzenkläranlage für Grauwasser, Ableitung in Großschnaidtbach, Trenntoiletten zur Schwarzwasserreduktion, Entsorgung des Schwarzwassers durch Landwirt

Teilgebiet 3: (B4a) Errichtung von Feststoffspeichern bei den Gebäuden, Ableitung zu technisch- biologischer Kläranlage am Südrand des Teilgebietes mittels Kanal geringen Durchmessers, Ableitung in Großschnaidtbach.

Der Barwert dieser Varianten für die beiden Standardfällen ist in den folgenden beiden Tabellen dargestellt:

Tabelle 3.3.9.4-1. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 1)

Variante	(I)	(II)	(III)
1. Konventionelle Lösung (A0) <i>Anschluss an bestehenden Kanal zur Kläranlage</i>	508027 ²⁰	4	179
2. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung von drei Kläranlagen</i>	357830	2	126
3. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung</i>	450898	3	159
4. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>TG1 und 2: Trennung Schwarz- Grauwasser, Schwarzwasserentsorgung durch Landwirt, Trenntoiletten zur Schwarzwasserreduktion (B1)</i> <i>TG3: Verwendung von Feststoffspeichern, Errichtung einer technisch- biologischen Kläranlage (B4)</i>	284177	1	100

(I) kumulierter Barwert

(II) Rang

(III) % der Billigste

Tabelle 3.3.9.4-2. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 2)

Variante	(I)	(II)	(III)
1. Konventionelle Lösung (A0) <i>Anschluss an bestehenden Kanal zur Kläranlage</i>	556483 ²¹	3	171
2. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung von drei Kläranlagen</i>	413876	2	127
3. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung</i>	601878	4	185
4. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>TG1 und 2: Trennung Schwarz- Grauwasser, Schwarzwasserentsorgung durch Landwirt, Trenntoiletten zur Schwarzwasserreduktion (B1)</i> <i>TG3: Verwendung von Feststoffspeichern, Errichtung einer technisch- biologischen Kläranlage (B4)</i>	324637	1	100

(I) kumulierter Barwert

(II) Rang

(III) % der Billigste

3.3.9.4.2 Kostenanteile

In den folgenden beiden Tabellen sind die Anteile an Investitions- und Reinvestitionskosten, Betriebskosten und Kosten für den Transport und Entsorgung der Gesamtkosten ersichtlich:

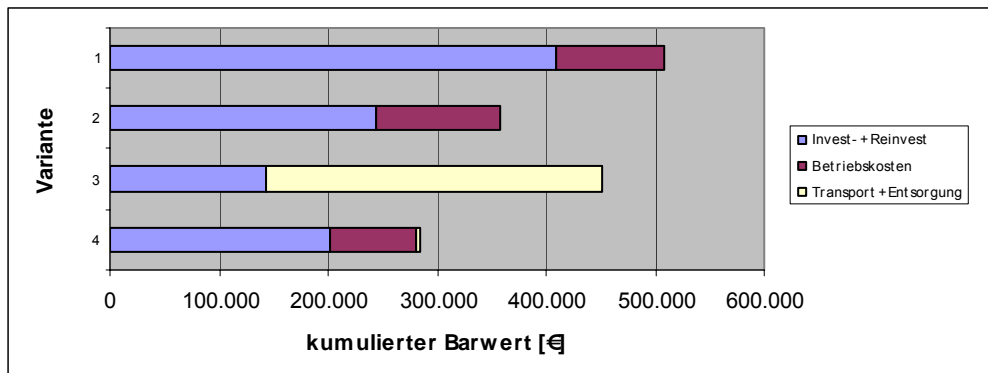


Abbildung 3.3.9.4-1. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 1)

²⁰ Keine Kosten für allfällige Re – Investition bei der bestehenden Kläranlage inkludiert

²¹ Keine Kosten für allfällige Re – Investition bei der bestehenden Kläranlage inkludiert

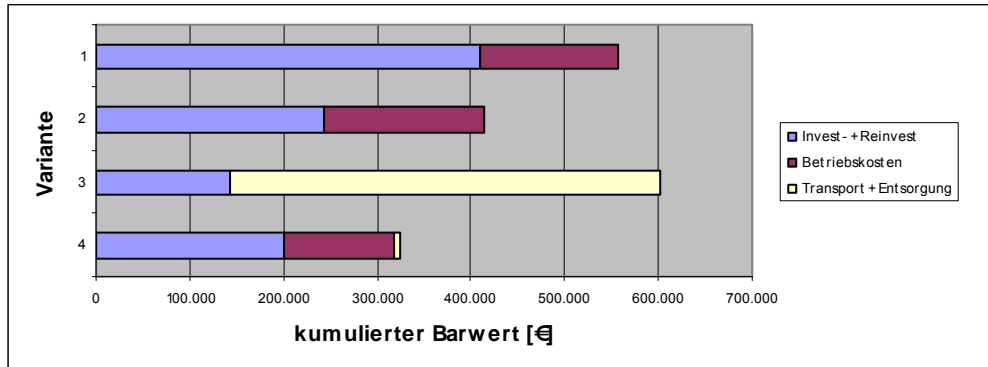


Abbildung 3.3.9.4-2. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 2)

3.3.9.4.3 Jährliche Kosten je EW

Nachfolgend werden für die ausgewählten Varianten die pro Jahr und EW anfallenden Kosten für das gesamte Untersuchungsgebiet angeführt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 50 Jahre, die Einwohneranzahl 56 EW.

Tabelle 3.3.9.4-3. Jährliche Kosten je EW [€] (Standardfall 1)

Variante	Jährliche Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	181	4	179
2	128	2	126
3	161	3	159
4	101	1	100

Tabelle 3.3.9.4-4. Jährliche Kosten je EW [€] (Standardfall 2)

Variante	Jährliche Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	199	3	171
2	148	2	127
3	215	4	185
4	116	1	100

3.3.9.4.4 Anteile der Investitionskosten an den Bereichen 1 und 2

Die Investitionskosten der ausgewählten Varianten werden in zwei Bereiche unterteilt. Diese beinhalten

Bereich 1	Bereich 2
Hausanschlüsse, Kanäle und Druckleitungen, Pumpwerke, Anlagen der Abwasserreinigung (TKA, PKA, MBR, ABR, Bodenfilter, Sandfilter)	Hausinstallationen, Senkgruben, Komposttoiletten, Rottebehälter, Gelbwasserspeicher, Wirbelabscheider, Septic Tanks

In nachfolgenden Tabellen sind die Anteile der Investitionskosten der ausgewählten Varianten an den Bereichen 1 und 2 angeführt.

Tabelle 3.3.9.4-5. Investitionskosten - Anteile an den Bereichen 1 und 2

Variante	Rang	Bereich 1	Bereich 2
----------	------	-----------	-----------

	Fall 1	Fall 2	IK	%	IK	%
1	4	3	409166	100	0	0
2	2	2	181195	100	0	0
3	3	4	0	0	96840	100
4	1	1	112360	78	32221	22

3.3.10 Gemeinde Oberneukirchen – Projektsg Gebiet Höf

3.3.10.1 Teilgebiete 1 – 4

3.3.10.1.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen

Abb. 3.3.10.1-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.10.1-2 für den Standardfall 2. Die Varianten der Gruppen C sind jeweils Kombinationsvarianten der Teilgebiete: C1 (A1+A2), C2 (B1+A2), C3 (B4+A2), C4 (B1 mit B4 + A2), C5 (B2 mit B4 + A2)

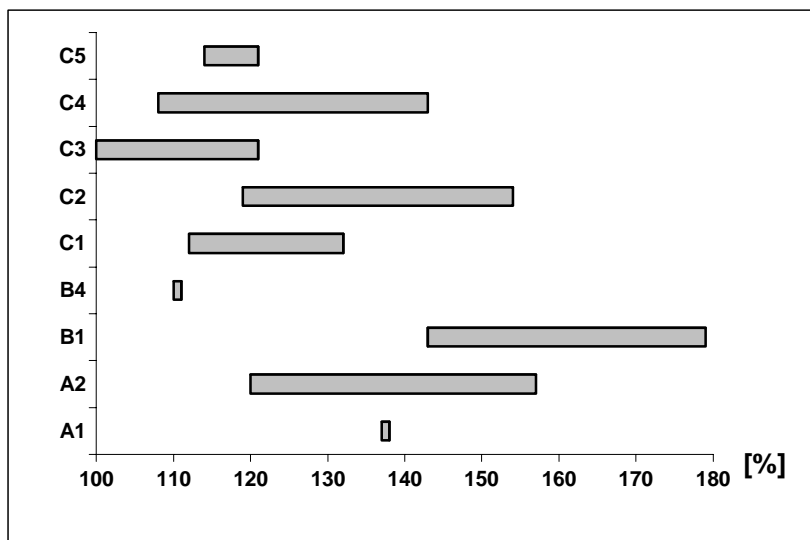


Abbildung 3.3.10.1-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

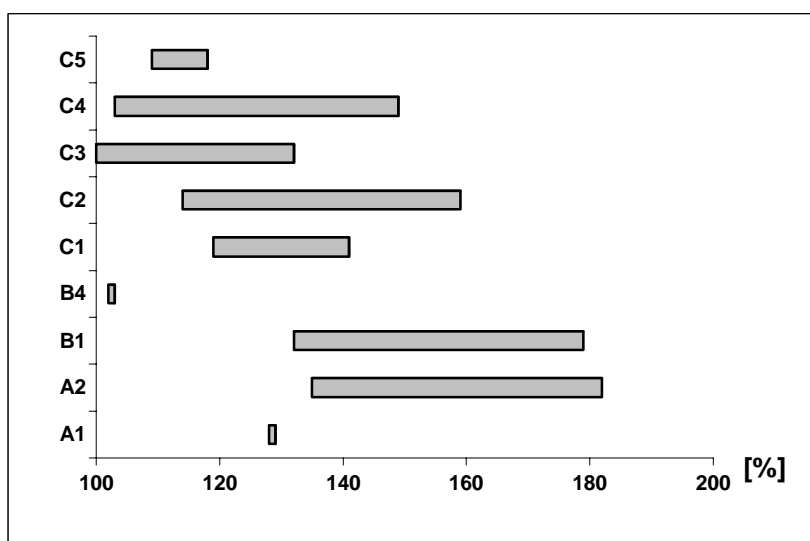


Abbildung 3.3.10.1-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Es zeigt sich in beiden Fällen, dass die Gruppe C3 (Feststoffspeicher (Teilgebiete 1 und 4) in Kombination mit Senkgrubenentsorgung (Teilgebiete 2 und 3) jeweils die günstigste Lösung darstellt. Der Kostenvorteil beim Standardfall gegenüber den Varianten der Gruppe B4 sowie C4 (wie C3 zusätzlich Trennung Schwarz- Grau in Teilgebiet 1 und 4) beträgt ca.10%, bei Berücksichtigung einer Steigerungsrate ist der Kostenvorteil relativ gering (ca. 3%). Die konventionelle Variante der Gruppe A1 liegt um ca. 20 bzw. 25% hinter der Bestgereihten.

3.3.10.1.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.10.1-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.10.1-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.10.1-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6	Rang 7	Rang 8	Rang 9
1	A1a (2)				64	36	52	153	683	12
	A2a (b) (S)		93	149	80	74	97	202	90	215
	B1c (2) (b)							3	224	773
	B4a (2)	83	305	188	108	215	101			
	C1(min)	1	50	297	217	206	229			
	C2(min)				2	179	329	490		
	C3(min)	916	83	1						
	C4(min)		469	229	236	37	29			
	C5(min)			136	293	253	163	152	3	
2	A1a (2)		29	42	30	34	41	406	385	33
	A2a (b) (S)					16	10	392	49	533
	B1c (2) (b)							47	519	434
	B4a (2)	400	155	243	202					
	C1(min)			8	283	693	16			
	C2(min)					149	810	41		
	C3(min)	600	371	29						
	C4(min)		445	476	25	37	17			
	C5(min)			202	460	71	106	114	47	

Daraus ergibt sich folgende Reihung der untersuchten Varianten

Tabelle 3.3.10.1-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	C3(min)	C3(min)
2	C4(min)	C4(min)
3	C1(min)	B4a (2)
4	C5(min)	C5(min)
5	C2(min)	C1(min)
6	B4a (2)	C2(min)
7	A2a (b) (S)	A1a (2)
8	A1a (2)	B1c (2) (b)
9	B1c (2) (b)	A2a (b) (S)

Aus der Simulation geht hervor, dass die Varianten C3 und C4 in beiden Fällen die Ränge 1 und 2 belegen, wobei die Variante B4 im SF1 83mal und im SF2 400mal Rang 1 belegt.

3.3.10.2 Gebiet 5

3.3.10.2.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen

Abb. 3.3.10.2-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.10.2-2 für den Standardfall 2.

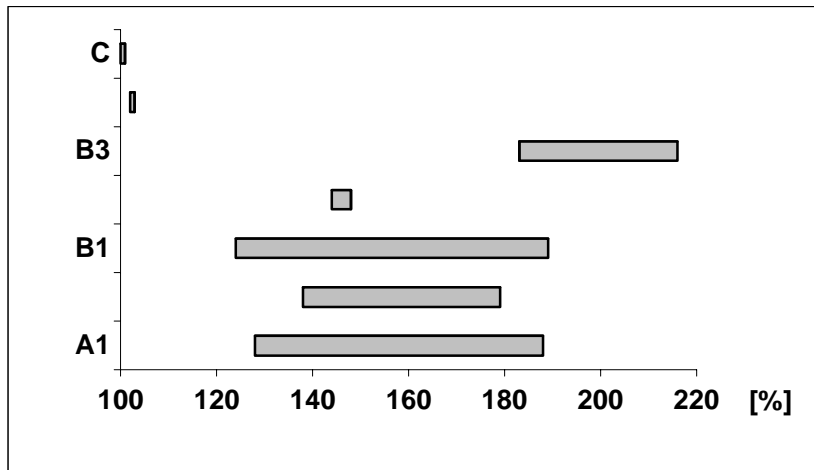


Abbildung 3.3.10.2-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

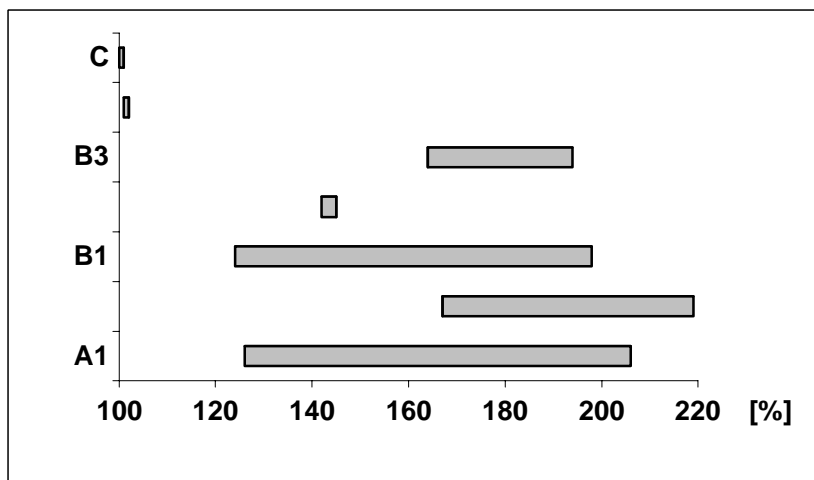


Abbildung 3.3.10.2-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Es zeigt sich in beiden Fällen, dass die Varianten der Gruppen B4 sowie C am besten gereiht sind. Die Variante der Gruppe C sieht die Trennung von Schwarz- und Grauwasser sowie die Verwendung von Feststoffspeichern vor. Die Varianten der Gruppen A1 und B1 liegen um ca. 25% hinter den Gruppen B4 und C.

3.3.10.2.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.10.2-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.10.2-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.10.2-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Fall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5	Rang 6	Rang 7
1	A1a (2)				640	360		
	A2a (b)			307	53	99	107	434
	B1c (2) (b)			693	307			
	B2a (2) (c)						434	566
	B3a (2) (b)					541	459	
	B4a (2)		1000					
	C1	1000						
2	A1a (2)				999	1		
	A2a (b)				1	45	76	878
	B1c (2) (b)			1000				
	B2a (2) (c)					1	877	122
	B3a (2) (b)					953	47	
	B4a (2)	223	777					
	C1	777	223					

Daraus ergibt sich folgende Reihung der untersuchten Varianten

Tabelle 3.3.10.2-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	C1	C1
2	B4a (2)	B4a (2)
3	B1c (2) (b)	B1c (2) (b)
4	A1a (2)	A1a (2)
5	B3a (2) (b)	B3a (2) (b)
6	B2a (2) (c)	B2a (2) (c)
7	A2a (b)	A2a (b)

Aus der Kostensimulation geht hervor, dass die Varianten mit Feststoffspeicher (B4 und C) in beiden Fällen die Ränge 1 und 2 belegen.

3.3.10.3 Gesamtgebiet

3.3.10.3.1 *Kostenvergleich herkömmlich - alternativ*

Folgende Varianten wurden für den Kostenvergleich des Gesamtgebietes herangezogen:

1. Konventionelle Lösung: (Anschluss an bestehende Kläranlage (A0b))
Anschluss des Gesamtgebietes an den bestehenden Kanal zur Kläranlage. Aufgrund des möglicherweise nicht ausreichenden Gefälles (Auskunft Dr. Flögl) wird der Anschluss mittels Pumpwerk untersucht.
2. Konventionelle Lösung: (Kläranlagenerrichtung (A1a))
Errichtung einer Kläranlage für das Gesamtgebiet, Ableitung zur Kleinen Rodl.
3. Konventionelle Lösung: (Senkgrubenentsorgung (A2a))
Abtransport des Abwassers zur Übernahmestation von Privaten sowie

Eigenentsorgung bei Landwirten.

4. Kombination der günstigsten Varianten der Teilgebiete

Teilgebiete 1 bis 4: (B4a + A2a). Errichtung einer technisch- biologischen Kläranlage für die Teilgebiete 1 und 4, Verwendung von Feststoffspeichern, Ableitung zum Nimmervollbach, Senkgrubenentsorgung mit Verwendung von Trenntoiletten „BB Innovation“ in den Teilgebieten 2 und 3.

Teilgebiet 5: (B4a + B1c). Trennung Schwarz- Grauwasser, Verwendung von Trenntoiletten „BB Innovation“, Errichtung einer Pflanzenkläranlage für Grauwasser, Ableitung zum Waldbach, Schwarzwasser Entsorgung ausschließlich durch Landwirt, Verwendung von Feststoffspeichern zur Grauwasserableitung.

Der Barwert dieser Varianten für die beiden Standardfällen ist in den folgenden beiden Tabellen dargestellt:

Tabelle 3.3.10.3-1. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 1)

Variante	(I)	(II)	(III)
1. Konventionelle Lösung (A0) <i>Anschluss an bestehenden Kanal zur Kläranlage</i>	706.406	4	163
2. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung einer Kläranlage</i>	616.166	2	142
3. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung</i>	703.476	3	162
4. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>TG1, 2: Verwendung von Feststoffspeichern, Errichtung einer technisch- biologischen Kläranlage (B4)</i> <i>TG2, 3: Senkgrubenentsorgung, Verwendung von Trenntoiletten (A2)</i> <i>TG5: Trennung Schwarz- und Grauwasser, Schwarzwasserentsorgung durch Landwirt, Trenntoiletten zur Schwarzwasserreduktion, zusätzlich Verwendung von Feststoffspeichern (B1)</i>	434.237	1	100

(I) kumulierter Barwert

(II) Rang

(III) % der Billigste

Tabelle 3.3.10.3-2. Kostenvergleich „konventionelle“ – „alternative“ Variante (Standardfall 2)

Variante	(I)	(II)	(III)
1. Konventionelle Lösung (A0) <i>Anschluss an bestehenden Kanal zur Kläranlage</i>	819.596	3	160
2. Konventionelle Lösung (A1) <i>Errichtung einer Kläranlage</i>	690.521	2	135
3. Konventionelle Lösung (A2) <i>Senkgrubenentsorgung</i>	971.147	4	190
4. Kombination der günstigsten Varianten (C) <i>TG1, 2: Verwendung von Feststoffspeichern, Errichtung einer technisch- biologischen Kläranlage (B4)</i> <i>TG2, 3: Senkgrubenentsorgung, Verwendung von Trenntoiletten (A2)</i>	510.788	1	100

TG5: Trennung Schwarz- und Grauwasser, Schwarzwasserentsorgung durch Landwirt, Trenntoiletten zur Schwarzwasserreduktion, zusätzlich Verwendung von Feststoffspeichern (B1)			
---	--	--	--

- (I) kumulierter Barwert
- (II) Rang
- (III) % der Billigste

3.3.10.3.2 Kostenanteile

In den folgenden beiden Tabellen sind die Anteile an Investitions- und Reinvestitionskosten, Betriebskosten und Kosten für den Transport und Entsorgung der Gesamtkosten ersichtlich:

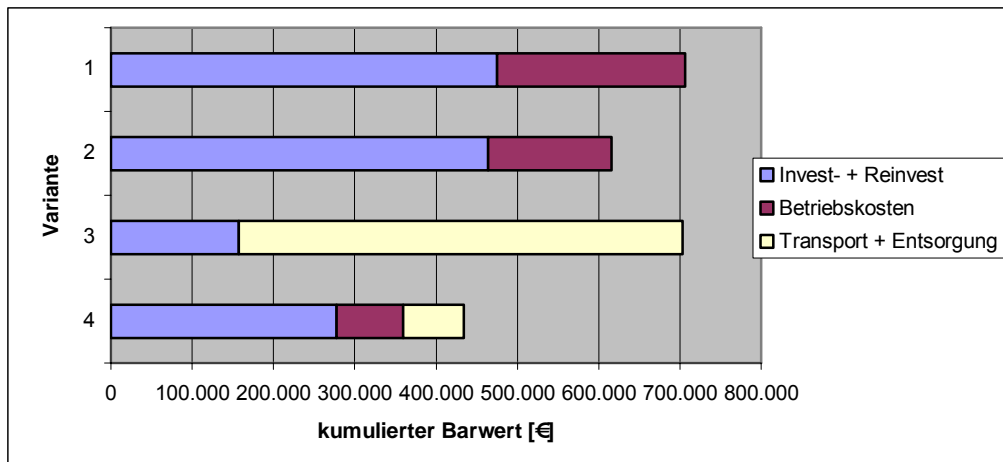


Abbildung 3.3.10.3-1. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 1)

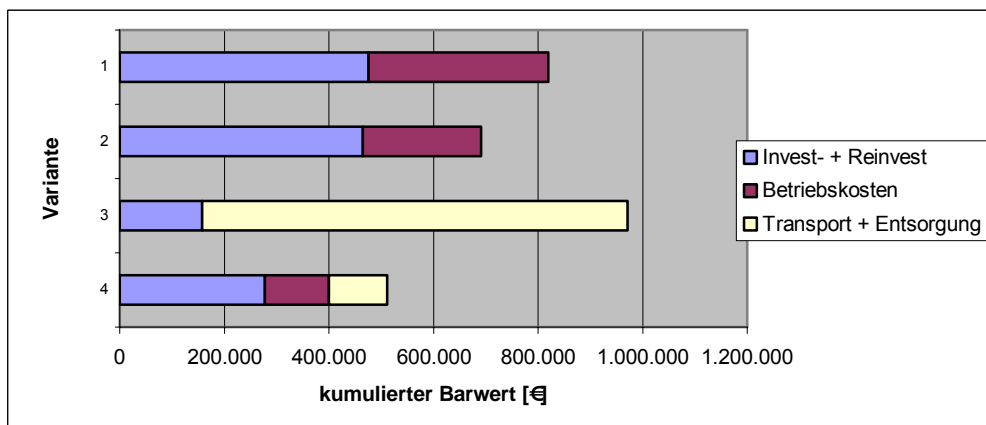


Abbildung 3.3.10.3-2. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 2)

3.3.10.3.3 Jährliche Kosten je EW

Nachfolgend werden für die ausgewählten Varianten die pro Jahr und EW anfallenden Kosten für das gesamte Untersuchungsgebiet angeführt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 50 Jahre, die Einwohneranzahl 87 EW.

Tabelle 3.3.10.3-3. Jährliche Kosten je EW [€] (Standardfall 1)

Variante	Jährliche EW Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	162	4	163

2	142	2	142
3	162	3	162
4	100	1	100

Tabelle 3.3.10.3-4. Jährliche Kosten je EW [€] (Standardfall 2)

Variante	Jährliche Kosten / EW [€]	Rang	% der Billigste Variante
1	188	3	160
2	159	2	135
3	223	4	190
4	117	1	100

3.3.10.3.4 Anteile der Investitionskosten an den Bereichen 1 und 2

Die Investitionskosten der ausgewählten Varianten werden in zwei Bereiche unterteilt. Diese beinhalten

Bereich 1	Bereich 2
Hausanschlüsse, Kanäle und Druckleitungen, Pumpwerke, Anlagen der Abwasserreinigung (TKA, PKA, MBR, ABR, Bodenfilter, Sandfilter)	Hausinstallationen, Senkgruben, Komposttoiletten, Rottebehälter, Gelbwasserspeicher, Wirbelabscheider, Septic Tanks

In nachfolgenden Tabellen sind die Anteile der Investitionskosten der ausgewählten Varianten an den Bereichen 1 und 2 angeführt.

Tabelle 3.3.10.3-5. Investitionskosten - Anteile an den Bereichen 1 und 2

Variante	Rang		Bereich 1		Bereich 2	
	Fall 1	Fall 2	IK	%	IK	%
1	4	3	419770	100	0	0
2	2	2	399295	100	0	0
3	3	4	0	0	106500	100
4	1	1	132485	65	70580	35

3.3.11 Spezielle Einflussfaktoren auf die Kostenberechnung für OÖ**3.3.11.1 Reduktion der Fläche von Pflanzenkläranlagen auf 1,0 m² / EW**

Wie bereits im Teil NÖ beschrieben, können auch hier bei den Gruppen B1, B2 und B3 Einsparungen erzielt werden (bei der Gruppe B1 ca. 10-20%). Es kommt aber zu keiner Änderung der Reihung der Varianten, außer in einem Fall: Im Teilgebiet 2 in Gafrenz (2 Häuser) wird die Variante B2a (mit einem ABR und nachgeschaltetem Bodenfilter) etwas billiger als die Variante B3c.

3.3.12 Gemeinde Weißenbach / Enns – Projektgebiet Breitau**3.3.12.1 Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen**

Abb. 3.3.12.1-1 zeigt die Schwankungsbreite für die betrachteten Varianten jeder Gruppe für den Standardfall 1 und Abb. 3.3.12.1-2 für den Standardfall 2.

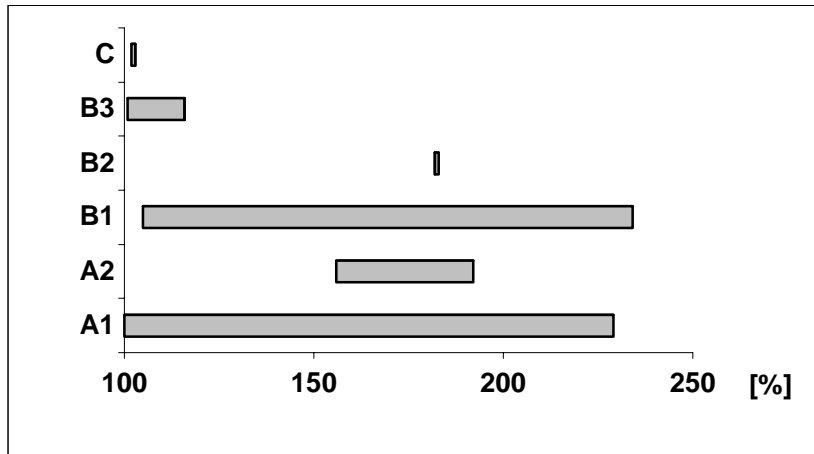


Abbildung 3.3.12.1-1. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 1)

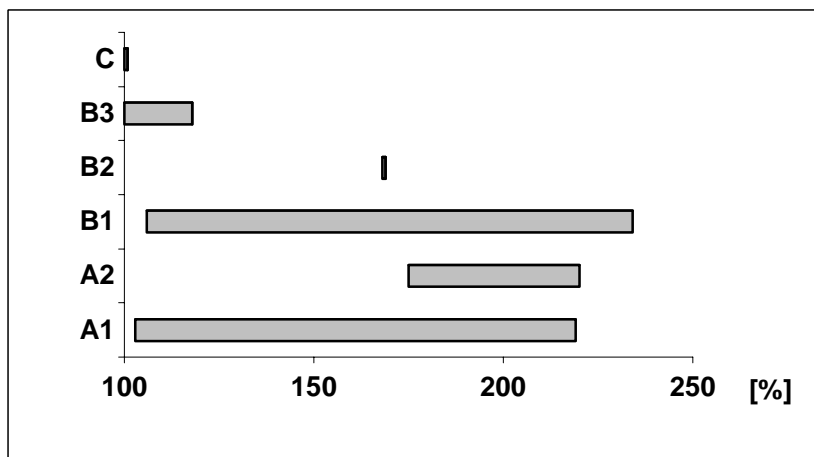


Abbildung 3.3.12.1-2. Schwankungsbreiten der einzelnen Gruppen (Standardfall 2)

Es zeigt sich, dass in beiden Fällen die Varianten der Gruppen A1, B3, C sowie B1 (etwas schlechter) annähernd gleich gereiht sind. Im gegenständlichen Fall wäre seitens eines der ansässigen Bauern Interesse vorhanden gewesen, eine landwirtschaftliche Biogasanlage gemeinsam mit einigen Nachbarhöfen (ca. 70GVE) zu errichten. Durch die dafür notwendigen Kanäle wird diese Variante aber unwirtschaftlich.

3.3.12.2 Ergebnisse der Kostensimulation

Für die Kostensimulation wird aus jeder Gruppe die billigste Variante ausgewählt. In Tab. 3.3.12.2-1 ist die Häufigkeit des Ranges jeder der ausgewählten Varianten bei einer Variation der vier Parameter angeführt. Es wurden insgesamt 1000 Durchläufe durchgeführt. Tab. 3.3.12.2-2 zeigt die Ergebnisse der Kostensimulation.

Tabelle 3.3.12.2-1. Häufigkeit der Ränge der Varianten

Standardfall	Variante	Rang 1	Rang 2	Rang 3	Rang 4	Rang 5
1	A1a (3)	801	165	32	2	
	A2a (b)					1000
	B1a (3) (b)			2	998	
	B3a (3) (b)	199	622	179		
	C1		213	787		
2	A1a (3)	84	87	673	156	
	A2a (b)					1000
	B1a (3) (b)			156	844	
	B3a (3) (b)	325	504	171		
	C1	591	409			

Tabelle 3.3.12.2-2. Reihung der ausgewählten Varianten

Rang	Standardfall 1	Standardfall 2
1	A1a (3)	C1
2	B3a (3) (b)	B3a (3) (b)
3	C1	A1a (3)
4	B1a (3) (b)	B1a (3) (b)
5	A2a (b)	A2a (b)

Für den Fall 1 (ohne Steigerungsrate) zeigt sich, dass die Errichtung von Kläranlagen mit Verrieselung vor Ort knapp vor den Varianten mit Trennung von Braun- Gelb- und Grauwasser (B3) sowie der Variante C1 (wie B3 mit Komposttoilette in einem Gebäude) liegt. Bei Berücksichtigung einer Steigerungsrate ergibt sich eine umgekehrte Reihung dieser Varianten. Diese Variante belegt den ersten Rang, da in der Stmk. die Eigenentsorgung durch Landwirte nicht (generell) zulässig ist. Durch die Urinabtrennung (weniger N, P) ergeben sich auf der Kläranlage geringere Kosten für die Reinigung als für die Schwarzwasserreinigung erforderlich sind. Die Kosten für den Transport zur Kläranlage sind für Schwarz- und Braunwasser annähernd gleich (geringer Unterschied aufgrund des Urins bei Schwarzwasser). Zudem fallen, sofern die Landwirte den Urin der Gülle beimengen, keine zusätzlichen Kosten für die Applikation des Urins an. Durch die Anwendung einer Komposttoilette können die Kosten für die Entsorgung noch etwas reduziert werden (Eigenkompostierung).

3.3.12.3 Kostenanteile

In den folgenden beiden Tabellen sind die Anteile an Investitions- und Reinvestitionskosten, Betriebskosten und Kosten für den Transport und Entsorgung der Gesamtkosten ersichtlich:

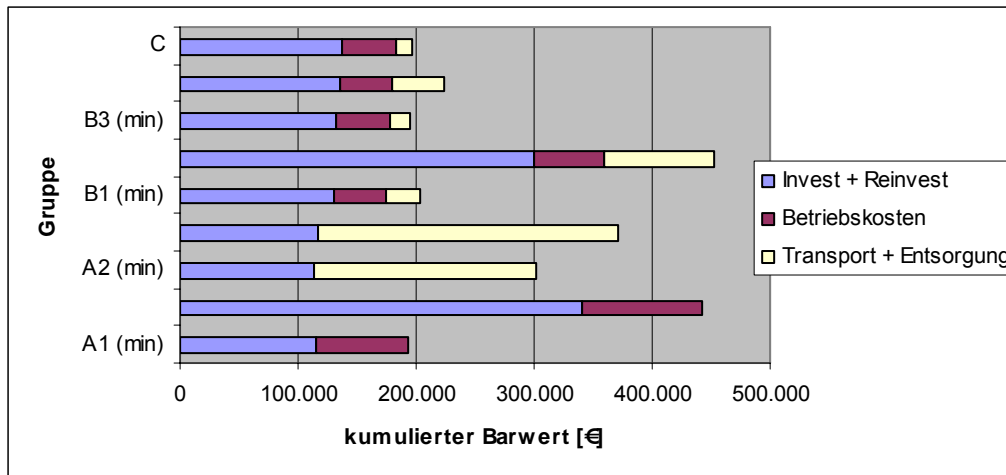


Abbildung 3.3.12.3-1. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 1)

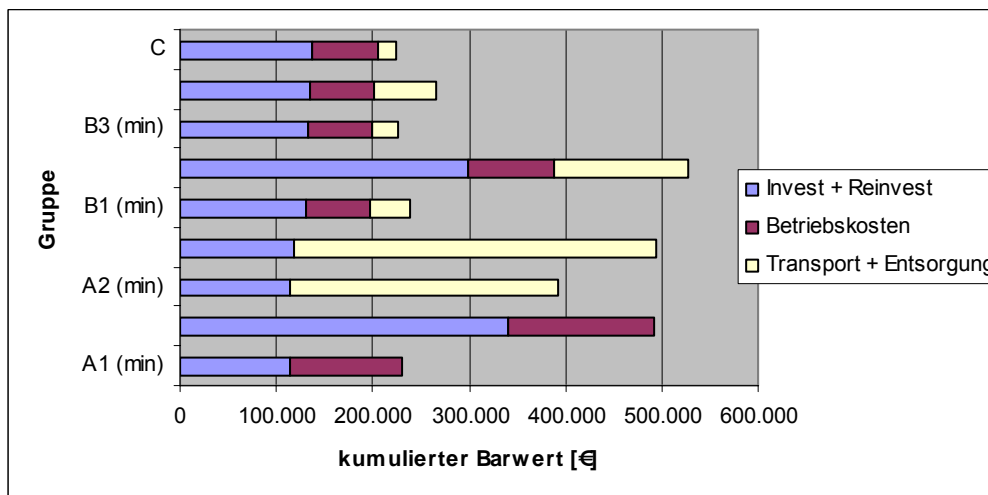


Abbildung 3.3.12.3-2. Investitions- Betriebs- und Entsorgungskosten (Standardfall 2)

3.3.12.4 Jährliche Kosten je EW

Nachfolgend werden für die ausgewählten Varianten die pro Jahr und EW anfallenden Kosten für das gesamte Untersuchungsgebiet angeführt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 50 Jahre, die Einwohneranzahl 33 EW.

Tabelle 3.3.12.4-1. Jährliche Kosten je EW [€]

Variante	Standardfall 1			Standardfall 2		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
A1a (3)	117	1	100	140	3	103
A2a (b)	183	5	156	238	5	175
B1a (3) (b)	123	4	105	145	4	106
B3a (3) (b)	118	2	101	137	2	100
C1	119	3	102	137	1	100

- (1) Jährliche Kosten pro EW x a
- (2) Rang
- (3) % der Billigsten Variante

3.3.12.5 Anteile der Investitionskosten an den Bereichen 1 und 2

Die Investitionskosten der ausgewählten Varianten werden in zwei Bereiche unterteilt. Diese beinhalten

Bereich 1	Bereich 2
Hausanschlüsse, Kanäle und Druckleitungen, Pumpwerke, Anlagen der Abwasserreinigung (TKA, PKA, MBR, ABR, Bodenfilter, Sandfilter, Verrieselung), Klärschlammbehandlung (Vererdungsbecken)	Hausinstallationen, Komposttoiletten, Gelbwasserspeicher Senkgruben, Rottebehälter,

In nachfolgender Tabelle sind die Anteile der Investitionskosten der ausgewählten Varianten an den Bereichen 1 und 2 angeführt.

Tabelle 3.3.12.5-1. Investitionskosten - Anteile an den Bereichen 1 und 2

Variante	Rang		Bereich 1		Bereich 2	
	Standardfall 1	Standardfall 2	IK	%	IK	%
A1a (3)	1	3	73874	100	0	0
A2a (b)	5	5	0	0	84323	100
B1a (3) (b)	4	4	57765	62	36146	38
B3a (3) (b)	2	2	57675	59	39968	41
C1	3	1	57675	57	43709	43

3.3.13 Spezielle Einflussparameter auf die Kostenberechnung in der Stmk.

3.3.13.1.1 Übernahmekosten

Im gegenständlichen Projektgebiet besteht ein hoher Unterschied zwischen den errechneten Kosten für die Übernahme von Senkgrubeneinhalten in der bestehenden Kläranlage (0,5 EUR/m³) und der tatsächlichen Übernahmegebühr (ca. 29 EUR/m³). Würde man die Gebühr in Rechnung stellen, ergäbe sich eine Änderung der Reihung bei Standardfall 2: Nunmehr wäre die Variante mit einer dezentralen Kläranlage (A1a) an erster Stelle.

3.3.14 Generelle Einflussparameter auf die Kostenberechnung

3.3.14.1 Preissteigerungsrate und Zinssatz

Es wurden sowohl der Zinssatz (2,0%, 3,0%, 5,0%) als auch die Preissteigerungsrate (0,0%, 2,0%) variiert. Wie aus den Ergebnissen der Kostenberechnung (siehe Länderanhänge) ersichtlich ist, hat eine Änderung dieser Einflussparameter auf die Reihung der Varianten nur einen geringen Einfluss.

3.3.14.2 Abwasseranfall

Der Abwasseranfall steht in direktem Zusammenhang mit dem verwendeten Toilettentyp (siehe Kap. 2.1). Dies hat auf Varianten, bei welchen eine Teilstromtrennung erfolgt, eine Auswirkung auf die Entsorgungskosten, hauptsächlich auf die Transportkosten - in geringerem Ausmaß auf die Übernahmekosten da diese anhand der Abwasserkonzentration ermittelt wurden. Bei den Varianten bei welcher eine Abwasserreinigung in Kläranlagen, ohne Teilstromtrennung, vor Ort erfolgt, hat der Abwasseranfall kostenmäßig keine Auswirkungen. In den Kostenberechnung wurde die Verwendung unterschiedlicher Toilettentypen berücksichtigt. Es ist ersichtlich, dass die Mehrkosten für Trenntoiletten zur Abwasserreduktion verglichen mit den dadurch erreichbaren Kosteneinsparungen durch kleiner dimensionierte Speicherbauwerke sowie geringere Transportkosten vernachlässigbar sind.

Bei der Trenntoilette der Firma Roediger wird der Urin gänzlich unverdünnt erfasst, bei der Trenntoilette „BB Innovation“ hingegen erfolgt eine geringe (0,15 – 0,20 l) Verdünnung mit Spülwasser. Allerdings werden bei der Trenntoilette Roediger zur Spülung der gesamten Toilette auch bei einer Teilspülung ca. 3 l Spülwasser benötigt, welche aus der Toilette in eine Senkgrube bzw. zu einer Kläranlage abfließen. Bei der Trenntoilette „BB Innovation“ wird bei einer Teilspülung hingegen nur der vordere, durch einen Mittelsteg abgetrennte Toilettenbereich, gespült, d.h. es fällt insgesamt weniger Abwasser an. Aus diesem Grund wird bei Varianten bei welchen das Schwarz- bzw. Braunwasser zu einer weiteren Behandlung bzw. Entsorgung abtransportiert werden muss der Toilettentyp „BB Innovation“ verwendet, bei Varianten bei welchen das Braun- und Grauwasser einer Reinigung vor Ort (mittels Kanälen) zugeführt wird, d.h. keine Transportkosten anfallen, wird die Verwendung der Trenntoiletten „Roediger No Mix“ berücksichtigt.

3.3.14.3 Linienbauwerke und Punktbauwerke

Die Kosten für Linien- (Kanal, Pumpwerke) und Punktbauwerke (hauptsächlich Kläranlagen, Senkgruben) stellen Durchschnittskosten, von der Landesregierung zur Verfügung gestellt, dar und sind naturgemäß Schwankungen unterworfen.

Die Unsicherheiten haben, da bei den meisten Varianten dieselbe bzw. eine ähnliche Kanaltrasse vorgesehen ist, kaum eine Auswirkung auf die Reihung der Varianten. Werden allerdings für die Untersuchungsgebiete zwischen „zentralen“ und „dezentralen“ Lösungen unterschieden, können sich die Unsicherheiten stärker auswirken. Für diese Fälle wurde auch eine Kostensimulation durchgeführt (siehe Länderanhänge).

3.4 Untersuchungen zur Akzeptanz

3.4.1 Einleitung

Erreicht man bei der Einführung einer technischen Innovation bei den davon Betroffenen positive Reaktionen, so spricht man allgemein von Akzeptanz (Endruweit und Trommsdorff 1989). Akzeptanz bezieht sich im Rahmen der Innovationsforschung also stets auf den Einführungsprozess von Innovationen. Etwas Neues – ein technisches Produkt, ein technisches System oder eine Verfahrensweise – ist als akzeptiert zu betrachten, wenn bei der Einführung zustimmend reagiert wird. Akzeptanz ist eine der wesentlichen Voraussetzungen für die Annahme, also die tatsächliche Verwendung einer technischen Neuerung.

Die hier durchgeführten Untersuchungen zur Akzeptanz von alternativen Abwasserkonzepten im ländlichen Raum stellen die Erfahrungen und Einstellungen potenzieller NutzerInnen in den Mittelpunkt der Analyse. Im Rahmen dieses Forschungsprojekts wurde eine große Anzahl an möglichen Varianten analysiert, einige wenige davon wurden ausgewählt und für den Einsatz in konkreten Modellregionen vorgeschlagen. Das folgende Kapitel bezieht sich daher in erster Linie auf diese Varianten. Zur Einschätzung der Akzeptanz zentraler Elemente dieser Varianten (z.B. Urinseparationstoiletten, Komposttoiletten) wurden zusätzliche Nutzergruppen in die Analyse einbezogen, durch eigene Erhebungen in der Linzer Solar-City sowie durch die Berücksichtigung der vorhandenen Literatur.

Grundlegend für das hier verwendete Konzept von Technikakzeptanz ist die vor allem im Rahmen der Diffusionsforschung (vgl. Rogers 1995) entwickelte These, dass die Verbreitungschancen einer Innovation nicht von objektiv messbaren Eigenschaften einer Technik, sondern vielmehr von den subjektiv wahrgenommenen Eigenschaften einer Innovation bestimmt werden. Von großer Bedeutung ist zudem, dass von potenziellen Adoptoren nicht die Technik allein bewertet wird, sondern das gesamte sozio-technische System (Kosten-Nutzen-Relationen, rechtlicher Rahmen, Image der Innovation, Meinung von Multiplikatoren etc.).

Solche Entscheidungsprozesse für bzw. gegen technische Alternativen werden als Lernprozesse begriffen, die sich meist über einen längeren Zeitraum erstrecken. Dies trifft auch in diesem Fall zu. Die Bevölkerung in unseren Modellgemeinden hat sich nicht erst auf Grund des Forschungsprojekts mit dem Thema Abwasserentsorgung auseinandergesetzt. Sowohl auf Gemeindeebene als auch bei den betroffenen Haushalten findet seit einiger Zeit ein mehr oder weniger intensiver Diskussionsprozess zu diesem Thema statt, und in manchen der betroffenen Gemeinden wurden bereits Variantenstudien über herkömmliche Lösungsansätze durchgeführt. Zu berücksichtigen ist zudem, dass es sich bei der Entscheidung für eine der möglichen Varianten letztlich um eine kollektive Entscheidung handelt, d.h. der Akzeptanz einzelner Betroffener weniger Einfluss auf das Entscheidungsergebnis zugemessen werden kann, als dies bei individuellen Entscheidungsprozessen für oder gegen eine technische Innovation der Fall ist.

Begreift man Akzeptanz etwas weiter gefasst als wechselseitigen Lernprozess, resultiert daraus, dass insbesondere bei noch nicht ausgereiften Technologien der Designprozess durch systematisches Feedback potenzieller NutzerInnen profitieren kann. Wie in einer Reihe von Fallstudien festgestellt wurde, kann die direkte Beteiligung von NutzerInnen an Technologieentwicklungsprozessen wesentlich dazu beitragen, die Praktikabilität und Nutzbarkeit und damit auch die Marktakzeptanz neuer Technologien zu erhöhen (vgl. Akrich 1995). Solche Vorgangsweisen stützen sich auf Ansätze, wie das in den Niederlanden entwickelte 'Constructive Technology Assessment' (Schot 1998, Kemp et al. 1998) und das

ursprünglich aus der amerikanischen Innovationsforschung stammende Konzept der 'Lead Users' (Herstatt und von Hippel 1992). Im Kern beider Konzepte steht das Bestreben, durch eine möglichst frühzeitige Interaktion von NutzerInnen und DesignerInnen das komplexe Wissen und die Erfahrungen, die sich NutzerInnen im Umgang mit bestimmten Technologien erworben haben, besser nutzbar zu machen, Akzeptanz- und Anwendungsprobleme frühzeitig ansprechen zu können und Reaktionen darauf zu ermöglichen. In Anlehnung an solche Strategien haben wir versucht, die betroffene Bevölkerung im Rahmen von Fokus-Gruppendifkussionen direkt mit den Vor- und Nachteilen einzelner technischer Alternativen zu konfrontieren und damit zumindest exemplarisch in den (Vor-)Planungsprozess zu involvieren. Auf Grund der Komplexität der diskutierten Varianten aber auch wegen der beschränkten Zeitressourcen liegt der Wert dieses methodischen Schritts jedoch eher im Bereich der Akzeptanzmessung, und kann nur bedingt als Planungsbeteiligung gesehen werden. Als modellhaftes Beispiel für partizipatives Vorgehen bei ähnlichen Planungsprozessen kann der gewählte Ansatz aber durchaus von Nutzen sein.

3.4.2 Stand der Diskussion: Akzeptanz alternativer Abwasserkonzepte

Auf Grund der äußerst geringen Verbreitung bestimmter alternativer Abwassersysteme liegen auch entsprechend wenig Untersuchungen über deren die Akzeptanz vor. Diese Einschätzung trifft insbesondere auf solche Systeme zu, die eine Veränderungen der gängigen Sanitäreinrichtungen bedingen (v.a. Kompost- und Separationstoiletten). Komposttoiletten sind beispielsweise selbst im Bereich des ökologisch fortschrittlichen Wohnbaus kaum in Anwendung. Einer Fragebogenerhebung aus dem Jahr 2000 zufolge waren Kompost-WCs nur in 3% der ökologischen Gebäude installiert (Ornetzeder und Rohraher 2001). Bereits die geringe Verbreitung solcher Lösungen kann als Hinweis auf grundlegende Akzeptanzprobleme gewertet werden. Im Vergleich zu der in Europa etablierten Standardlösung werden solche Alternativen kaum am Markt angeboten und offensichtlich von einem Großteil der Bevölkerung auch als weniger attraktiv angesehen.

In einer Dissertation dokumentiert Naudascher (2001) die Erfahrungen mit Komposttoiletten in mehreren Kleingartenanlagen in Köln und Karlsruhe. In Köln wurden den BewohnerInnen 1993 von der Stadtverwaltung Komposttoiletten des Typs SAWI biocom zur Verfügung gestellt. Im Jahr 1999 fand eine Fragebogenaktion statt. Dabei stellte sich heraus, dass 26% bis 58% der Bewohner in der Zwischenzeit die Komposttoiletten wieder ausgewechselt hatten. Viele der Personen, die weiterhin Komposttoiletten installiert hatten, gaben an, die Verwendung als eher unangenehm zu empfinden und daher eine Benutzung, wenn möglich, zu vermeiden (etwa durch ein Ausweichen auf den ständigen Wohnsitz). Nur 33% der Befragten bewerteten die Benutzung der Komposttoilette als zumindest eher angenehm, 31% bzw. 36% hingegen als eher oder sogar sehr unangenehm. Während die Handhabung und das Sauberhalten von einer Mehrheit positiv beurteilt wurden, kritisierten die meisten Befragten das Entleeren und Reinigen der Komposttoilette. Die Frage nach dem Auftreten von Problemen (wie Geruch, Fliegen, zu geringe Kapazität) wurde in 62 % der Fälle bejaht. Nur in 38% der Gärten traten keine derartigen Probleme auf.

Die Befragung in acht Kleingärten in Karlsruhe zeigte eine deutlich größere Zufriedenheit unter den BenutzerInnen. Anzumerken ist, dass in diesen Fällen die Anschaffung ausschließlich aus Eigeninitiative erfolgte. Geruchsprobleme wurden nur von einer einzigen Person registriert. Probleme mit Fliegen kamen immerhin in jedem zweiten Haushalt vor (Naudascher, 2001).

Weiters wurde in Schweden kürzlich eine Evaluation im Rahmen des LIP (Local Investment Programme) der schwedischen Regierung von 1998 – 2002 geförderten alternativen Abwassersysteme durchgeführt (Karrman et al. 2004). Im Zuge dieser Evaluation wurde

auch eine Befragung der Akzeptanz und der Erfahrungen der NutzerInnen dieser alternativen Systeme durchgeführt. Tabelle 3.4.2-1 zeigt die Anzahl der geförderten Projekte sowie die Anzahl der ausgesendeten und beantworteten Fragebögen. Daraus ist ersichtlich, dass diese Untersuchung empirisch nur schwach abgesichert ist. Die Ergebnisse sind aber dennoch von Interesse für das gegenständliche Projekt, und zeigen einige überraschende Ergebnisse.

Tabelle 3.4.2-1. Grundgesamtheiten, Stichprobengrößen und Rücklauf der LIP-Evaluation

Abwasserentsorgungssystem	Anzahl der Befragten	Anzahl der Antworten	Anzahl der geförderten Projekte
Trockentoilette mit Urinabtrennung	25	6	120
Abtrennung von Urin (Trenntoilette mit Steg), sonst konventionell	36	18	160
Trennung von Grau- und Schwarzwasser	12	6	60
Komposttoilette	8	5	25
Einzelkläranlage	12	5	20

Die Erfahrungen mit Komposttoiletten wurden von 100% der Befragten als sehr gut oder gut beurteilt, während die Erfahrungen mit einer Trennung in Grau- und Schwarzwasser nur von 60% als sehr gut und gut beurteilt wurde, von 40% jedoch als schlecht. Nach Auskunft von Karrman lag der Grund dafür in der Tatsache, dass die Bewohner in diesem Fall nur zwei Alternativen zur Auswahl hatten. Sie konnten entweder eine Komposttoilette oder eine Trennung in Grau- und Schwarzwasser wählen, wobei letztere Variante eine Wasserspartoilette beinhaltete. Das gute Abschneiden der Komposttoilette resultiert vermutlich daraus, dass nur jene Haushalte diese Variante wählten, die von vornherein dazu bereit waren, einen höheren Betriebsaufwand in Kauf zu nehmen. Alle restlichen BewohnerInnen, die eine „normale“ Toilette wollten, mussten sich für das Trenn-System entscheiden. Dadurch ergibt sich der relativ hohe Anteil unzufriedener Personen von 40%. Die Unzufriedenheit beruht aber auch in diesem Fall auf konkreten Problemen mit der Toilette: Auf Grund der geringen Spülwassermenge kam es zu Verstopfungen, und es musste daher öfters gespült werden als üblich (wodurch die Spülwassermenge wieder anstieg). Diese Erfahrungen mit dem „schwedischen“ Toilettentyp entsprechen weitgehend den Berichten, die uns von NutzerInnen des Typs „Roediger“ aus der Linzer Solar City vorliegen (siehe Kap. 3.4.5).

Die Einzelkläranlagen wurden von allen Befragten als sehr gut oder gut beurteilt (wobei nur 5 von 12 Fragebögen retourniert wurden). Trockentoiletten mit Urin-Abtrennung, die in etwa einer Komposttoilette entsprechen, wurden von 82% der Befragten als sehr gut und gut beurteilt, wobei hier nur 6 Antworten von 25 ausgesandten Fragebögen vorliegen. Auch in diesem Fall standen nur zwei Alternativen zur Verfügung: Trenntoilette oder Komposttoilette. Die Trenntoiletten (zum Einsatz kamen schwedische Trenntoiletten – siehe Kap. 2.1) wurden von 100% der Befragten als sehr gut bis gut eingestuft.

Die Befragten hatten auch die Möglichkeit ihr System zu kommentieren. Die Benutzer von Trenntoiletten bemerkten positiv, dass Nährstoffe wiederverwertet werden, was auf den generellen hohen Bildungsgrad und den hohen Stellenwert von Umweltschutz in Schweden zurückzuführen ist. Es wurde aber auch von häufigeren Problemen berichtet, wie ein höherer Wartungsaufwand, um Verstopfungen zu vermeiden. Die Besitzer von Komposttoiletten berichteten auch von Problemen mit Fliegen.

Eine in diesem Zusammenhang ebenfalls sehr interessante Studie über Separationstoiletten wurde in den Jahren 2000/2001 in der Schweiz durchgeführt (Pahl-Wostl et al. 2003). In

diesem Fall standen nicht die Erfahrungen von NutzerInnen sondern die Einschätzungen gut informierter BürgerInnen im Zentrum der Analyse. Damit ist die Vorgangsweise mit unseren Erhebungen in den Modellgemeinden vergleichbar. Der wesentliche Unterschied zu unserem Ansatz lag darin, dass im Schweizer Projekt nicht unmittelbar Betroffene, sondern ein möglichst repräsentativer Ausschnitt der Bevölkerung herangezogen wurde.

Um die beteiligten BürgerInnen umfassend und in standardisierter Form über das Thema Urinseparation informieren zu können, wurde ein computerbasiertes Bürgerinformationssystem entwickelt (das sogenannte NoMix Tool). Dieses Informationssystem wurde in insgesamt zehn Fokusgruppen mit jeweils acht bis zehn TeilnehmerInnen präsentiert und im Anschluss daran die Vor- und Nachteile der Urinseparation mit den TeilnehmerInnen diskutiert und protokolliert. Jede Gruppe traf sich an zwei Terminen zu jeweils etwa zweistündigen Diskussionen. Zusätzlich gab es die Möglichkeit, eine Trenntoilette zu besichtigen. Das Wissen und die Meinungen der TeilnehmerInnen wurde auch mittels schriftlichem Fragebogen erhoben.

Das wichtigste Ergebnis dieser Studie ist, dass das System der Urinseparation von einem Großteil der beteiligten BürgerInnen akzeptiert wird. Rund vier Fünftel bewerteten die Technologie positiv. Mehr als 60% können sich vorstellen, eine Trenntoilette zu benutzen und biologisches Gemüse, das mit Urin gedüngt wurde zu kaufen. Als positiv an der Urinseparation wurde die Umweltfreundlichkeit (Nährstoffverwendung, Wassersparen) sowie die Beseitigung von Hormonen und Medikationsrückständen gesehen. Als negativ erschien den TeilnehmerInnen der zusätzliche Wartungs- und Reinigungsaufwand, der notwendige Aufwand für Sammlung und Transport sowie die noch ungelösten technischen Probleme.

Von großer Bedeutung für die Akzeptanz der Separationstoiletten waren zwei Voraussetzungen: diese Anlagen dürfen im Vergleich zu herkömmlichen WCs weder den Benützungskomfort beeinträchtigen noch zu höheren Kosten führen. Einschränkend muss gesagt werden, dass die Diskussionsgruppen nur mit Einschränkungen als repräsentativ für die Bevölkerung gelten können, da es wesentlich leichter war, ökologisch eingestellte Personen zu einer Teilnahme am Projekt zu motivieren. Trotzdem zeigt dieses Beispiel, wie wichtig umfassende Information über möglichst viele Aspekte eines neuen technischen Systems für deren Bewertung ist. Diese Informationen müssen anschaulich aufbereitet werden und es muss ausreichend Zeit zur Erörterung vorhanden sein. Auch diese Faktoren erklären die hohe Zustimmung in der Schweizer Studie.

3.4.3 Schriftliche Vorerhebungen in den Modellgebieten

Im Sommer 2003 fand die erste schriftliche Befragung in den ausgewählte Modellgebieten (Ortsteile von Gaflenz, Wallsee, Höf, Furth und Weissenbach) statt. Dazu wurde ein Fragebogen zur Erhebung von technischen Daten, vorläufigen Präferenzen und allgemeinen Einstellungen zusammen mit einer kurzen Information über das Forschungsprojekt per Post an sämtliche BewohnerInnen der Gebiete versandt. Insgesamt handelte es sich um 127 Fragebögen, von denen 66 ausgefüllt retourniert und ausgewertet wurden.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die drei ausgewählten Modellgebiete Gaflenz, Wallsee und Höf kurz dargestellt. Die durchschnittliche Haushaltsgröße liegt zwischen 2,5 (Höf) und 3,7 (Wallsee); diese Werte sind typisch für ländliche Regionen in Österreich (der Landesdurchschnitt liegt bei 2,5). Erwartungsgemäß leben in Haushalten mit landwirtschaftlichen Hintergrund deutlich mehr Personen, im Durchschnitt handelt es sich um jeweils ungefähr ein zusätzliches Haushaltsmitglied. In den drei Ortsteilen von Gaflenz, Wallsee und Höf sind die Anteile der Landwirtschaftsbetriebe unterschiedlich hoch. So sind in Gaflenz 19% der befragten Personen Landwirte, in Wallsee 29% und in Höf sind es sogar 33%. In Gaflenz und Wallsee ist noch zusätzlich jeweils ein anderer Wirtschaftsbetrieb in der

Stichprobe zu finden.

Die derzeitige Situation der Abwasserentsorgung wird von Senk- oder Jauchgruben dominiert, vor allem in Wallsee und in Höf sind diese Lösungen am weitesten verbreitet. Nur in Gaflenz ist mit fünf Haushalten auch ein nennenswerter Anteil an mechanischen Hauskläranlagen vorhanden. In Wallsee wird in 35% der Haushalte das WC-Abwasser bereits getrennt abgeleitet. In Gaflenz und Höf kommt diese Variante nur vereinzelt, bei 7% bzw. 12% zur Anwendung. Die Hälfte der Gebäude in Gaflenz und Wallsee wurde vor 1968 und 1970 errichtet. In Höf ist der Gebäudebestand deutlich jünger, jedes zweite Gebäude entstand hier erst nach 1980. Umbauarbeiten oder Sanierungen der Gebäude, die mit der Erneuerung des Abwassersystems kombiniert werden könnten, sind nur in einigen wenigen Fällen in Wallsee geplant. In den beiden anderen Orten zieht niemand eine solche Maßnahme in Betracht.

Tabelle 3.4.3-1. Drei ausgewählte Modellgebiete im Überblick

	Gaflenz (n=17)	Wallsee (n=28)	Höf (n=18)
Haushaltsgröße	3 Personen	3,7 Personen	2,5 Personen
Durchschnittsalter	50 Jahre	51 Jahre	51 Jahre
Anteil der Landwirte	19% (absolut: 3)	29% (absolut: 8)	33% (absolut: 6)
Sonstige Betriebe	1 Tischlerei mit 13 MA	1 Betrieb	Kein sonstiger Betrieb
Derzeitige Abwasserentsorgung (Absolutzahlen in Klammer)	Mechanische Hauskläranlage (5), Jauchgrube (4), Senkgrube (4), biologische Hauskläranlage (3)	Jauchgrube (14), Senkgrube (20), mechanische Hauskläranlage (1), Sickerschacht (2)	Jauchgrube (4), Senkgrube (16), mechanische Hauskläranlage (1), Sickerschacht (1)
WC-Abwasser getrennt abgeleitet	7% (1)	35% (9)	12% (2)
Alter der Gebäude (Median)	1968	1970	1980
Umbau geplant? Ja:	0% (0)	11% (3)	0% (0)

Die Frage nach der Attraktivität verschiedener konventioneller und alternativer Varianten für die zukünftige Abwasserentsorgung erbrachte folgendes Bild: Sowohl in Wallsee als auch in Höf zeigen im Jahr 2003 die Befragten eine eindeutige Präferenz für die Beibehaltung der bestehenden Jauche- und Senkgruben. In Gaflenz hingegen plädieren je ein Drittel der Befragten entweder für den Bau einer biologischen Kläranlage oder für eine Lösung durch die Gemeinde (Anschluss an das Kanalsystem). Jauche- bzw. Senkgruben werden in Gaflenz von nahezu allen Befragten als zukünftige Lösung abgelehnt.

Von den drei alternativen Lösungen, die im Rahmen der ersten Befragung zur Bewertung angeboten wurden (biologische Einzelkläranlage, Teilstromlösung/Separationstoilette, Komposttoilette), erhält nur die biologische Kläranlage nennenswerte Zustimmung. In Gaflenz findet diese Lösung immerhin jede/r Dritte attraktiv, in Wallsee jede/r vierte Befragte. Separationstoiletten ziehen nur einige wenige Personen als realistische Alternative in Betracht (zwei Befragte in Gaflenz und eine Person in Wallsee). Ebenso gering ist die Attraktivität von Komposttoiletten. Varianten, bei denen WC-Abwasser und Grauwasser getrennt abgeleitet werden, finden im Wesentlichen nur dort Zuspruch, wo solche Lösungen bereits seit längerem im Einsatz sind, also in Wallsee (in rund einem Drittel der betroffenen bestehen bereits jetzt solche Trennsysteme). Während folglich für jeden zweiten Haushalt in Wallsee eine solche Variante attraktiv scheint, können nur einige wenige der Befragten in den beiden anderen Gemeinden diesem Konzept etwas Positives abgewinnen. Unzureichende Information über solche Systeme lässt die Befragten in diesem Fall also eher

vorsichtig bis ablehnend agieren.

Unabhängig davon, welche Lösungen letztlich realisiert werden, können sich in allen drei Gemeinden die befragten Personen aber vorstellen, einen Teil der laufenden Wartungsarbeiten selbst zu übernehmen, falls damit eine Reduktion der Betriebskosten verbunden ist. Besonders hoch war diese Bereitschaft in Gaflenz, wo sich jeder Zweite Eigenleistungen dieser Art vorstellen kann.

Generell zeigt sich bei landwirtschaftlichen Betrieben eine geringere Bereitschaft zu alternativen Lösungen als bei allen anderen Haushalten. Beispielsweise bestehen in Wallsee fünf von acht Landwirten auf die Beibehaltung der vorhandenen Lösung (Jauche- und/oder Senkgrube), nur einer dieser acht Landwirte kann der Errichtung einer zentralen Lösung durch die Gemeinde etwas Positives abgewinnen.

Tabelle 3.4.3-2. Einschätzung konventioneller und alternativer Abwassertechnologien

sehr und eher attraktiv	Gaflenz (n=15)	Wallsee (n=24)	Höf (n=18)
Dichte Jauchegrube	7% (1)	56% (10)	42% (5)
Dichte Senkgrube	7% (1)	74% (18)	69% (11)
Errichtung einer Abwasserbeseitigungsanlage durch die Gemeinde	33% (5)	22% (5)	28% (5)
Bau einer biologischen Einzelkläranlage	33% (5)	26% (6)	17% (3)
Trennung von WC-Abwasser und Grauwasser	7% (1)	46% (10)	6% (1)
Toilette, die Urin trennt	15% (2)	4,3% (1)	0% (0)
Komposttoilette	0% (0)	0% (0)	12% (2)
Sich selbst um den Betrieb der Alternativen kümmern	54% (7)	38% (9)	33% (5)

Welchen Stellenwert haben verschiedene Aspekte, wie Kosten oder Umweltfreundlichkeit, beim Thema Abwasserentsorgung? Wenig überraschend sind die Kosten, die durch die Einführung eines neuen Systems entstehen, generell von großer Bedeutung für den Entscheidungsprozess. Möglichst geringe Kosten sind für 63 bis 73% der Befragten sehr wichtig (siehe Tabelle 3.4.3-3). Dementsprechend gering ist hingegen die Bedeutung des Betriebsaufwandes, falls dieser – wie oben bereits erwähnt – durch Eigenarbeit und damit kostensparend von den Haushalten selbst durchgeführt werden kann. Die Sensibilität für Umweltschutzfragen ist in den drei Regionen sehr unterschiedlich ausgeprägt und dürfte durch spezifische lokale Problemlagen zu erklären sein. In der Voralpenregion Gaflenz räumen die Befragten dem Schutz von Flüssen und Seen einen hohen Stellenwert ein, in Höf spielt dieser Aspekt der Abwasserentsorgung hingegen eine untergeordnete Rolle. Anders stellt sich die Situation im Bereich des Trinkwassers dar. In Wallsee, wo die Haushalte mit Brunnenwasser versorgt werden, wird der sparsame Umgang mit Trinkwasser auch im Zusammenhang mit der Entscheidung über das Abwassersystem von mehr als der Hälfte der befragten Personen als sehr wichtig empfunden. Die volkswirtschaftliche Bedeutung von Investitionen in verbesserte Abwassersysteme („Schaffung von Arbeitsplätzen“) wird zwar registriert, im Vergleich zu den bereits genannten Aspekten ist aber auch dieser Punkt nur von geringer Bedeutung.

Tabelle 3.4.3-3. Allgemeine Einstellungen der Befragten zum Thema Abwasserentsorgung

sehr wichtig	Gaflenz (n=15)	Wallsee (n=27)	Höf (n=16)
--------------	----------------	----------------	------------

Möglichst geringe Kosten der Abwasserentsorgung für Haushalt	73% (11)	70% (19)	63% (10)
Schutz von Flüssen und Seen	73 % (11)	48% (13)	17% (2)
Sparsamer Umgang mit Trinkwasser	33% (5)	56% (15)	44% (7)
Schaffung von lokalen Arbeitsplätzen durch Abwasserentsorgung	36% (5)	22% (5)	7% (1)
Geringer Betriebsaufwand für Haushalt	21% (3)	30% (8)	38% (6)

Die Verwertung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe in der Landwirtschaft wird überwiegend gut geheißen. Die Befragten denken aber dabei an die bereits jetzt übliche Ausbringungsart. Alternative Formen, wie sie durch die Trennung von Urin vom restlichen Abwasser zur Sammlung der Nährstoffe in konzentrierter Form möglich wären, werden nur von sehr wenigen Personen (ein oder zwei Befragte/r pro Gemeinde) als attraktive Lösungen eingeschätzt.

Tabelle 3.4.3-4. Einstellungen zu Nährstofffrage und Verantwortlichkeit für Abwasserentsorgung

sehr und eher attraktiv	Gaflenz (n=15)	Wallsee (n=27)	Höf (n=16)
Verwertung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe in der Landwirtschaft	73% (11)	65% (17)	44% (7)
Trennung von Urin im WC, Sammlung der Nährstoffe im Abwasser in konzentrierter Form	7% (1)	8% (2)	13% (2)

In allen drei Gemeinden besteht großes Interesse an der Frage der zukünftigen Entwicklung der eigenen Abwasserentsorgung. Die betroffenen Bürger sind offensichtlich gut darüber informiert, dass von der Gemeinde in absehbarer Zeit eine Entscheidung getroffen werden wird. Für die überwiegende Mehrheit ist es wichtig, über die Planungen informiert zu werden. Jeweils etwa jede/r zweite Befragte möchte darüber hinaus direkt an den Planungen teilnehmen.

Das Vertrauen in die Gemeinden in Bezug auf die Abwasserfrage muss als „geteilt“ bezeichnet werden. Kaum mehr als die Hälfte (oder sogar weniger, in Höf nur jede/r Vierte) wünscht sich die Umsetzung eines „vorbildlichen Abwasserentsorgungskonzeptes“ durch die Gemeinde.

Tabelle 3.4.3-5. Information und Planungsbeteiligung

sehr wichtig und wichtig	Gaflenz (n=15)	Wallsee (n=27)	Höf (n=16)
Information über die Planung für neues Abwasserkonzept	79% (11)	93% (25)	81% (13)
Teilnahme an der Planung für neues Abwasserkonzept	50% (7)	63% (17)	53% (8)

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die hohen Rücklaufquoten der ersten Erhebung (zwischen 30 und 88%) deutlich das große Interesse der Bevölkerung an der Lösung der Abwasserfrage im Wohngebiet widerspiegelt. Abgesehen von einzelnen

Abweichungen, die sich meist durch unterschiedlichen Ausgangsbedingungen erklären lassen, weisen die Ergebnisse aus den drei ausgewählten Modellregionen in die gleiche Richtung.

Die Überlegungen zu technischen Alternativen – im Vergleich zum Bestand – werden durch die Gefahr von Kostensteigerungen (für Investitionen und Betrieb) dominiert. Dadurch werden von den meisten Befragten Lösungen präferiert, die bestenfalls auf eine Optimierung des Bestandes abzielen (v.a. Abdichtung der Senkgrube).

Aus diesem Grund ist es auch verständlich, wenn der überwiegende Teil der Befragten die herkömmliche Verwertung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe in der Landwirtschaft als positiv bewertet. In alternativen Lösungen (Teilstromlösungen) wird kein zusätzlicher Nutzen oder bestimmter Vorteil erkannt. Da solche Ansätze bislang aber nicht in einer breiteren Öffentlichkeit diskutiert werden, darf dieses Ergebnis nicht sonderlich überraschen.

Zum Zeitpunkt der Erhebung (Sommer 2003) scheinen „alternative“ Abwasserkonzepte selbst dann als weniger attraktiv, wenn durch ihre Einführung deutliche Kosteneinsparungen erzielt werden könnten.

3.4.4 Bürgerinformationsveranstaltungen und Fokus-Gruppendiskussionen in den Modellgemeinden

Die zentrale methodische Frage, die in diesem Projekt zu lösen war, bezog sich auf die Messung von Akzeptanz verschiedener technischer Lösungsansätze mit extrem unterschiedlich ausgeprägter Bekanntheit. Während also beispielsweise die Abwasserentsorgung über ein konventionelles Kanalsystem weitgehend als bekannt vorausgesetzt werden kann, trifft dies auf neuere Systeme, wie etwa biologische Kläranlagen bedingt, für einige der hier zur Diskussion stehenden Konzepte (wie Septic tank) überhaupt nicht zu. Die Vermittlung ausreichender Informationen zu den ausgewählten Varianten war folglich die wichtigste Grundlage zur Messung von Akzeptanz. In der praktischen Durchführung hat sich gezeigt, dass dieser Anspruch auf Grund der hohen Komplexität der diskutierten Systeme nur zum Teil eingelöst werden konnte.

Die von uns gewählte Vorgangsweise bestand in einer Kombination aus Bürgerinformationsveranstaltung in drei Modellregionen mit anschließender Fokus-Gruppendiskussion. Abschließend wurden die Meinungen der DiskussionsteilnehmerInnen mit einem ähnlichen Fragebogen, wie er bereits im Zuge der ersten Umfrage verwendet wurde, erhoben.

3.4.4.1 Ablauf der Veranstaltungen

Die gewählte Vorgangsweise entsprach weitgehend dem üblichen Fokusgruppen-Design. Unter einer Fokusgruppe versteht man in der Sozialforschung eine moderierte Gruppendiskussion, die auf einen bestimmten Inhalt (Fokus) ausgerichtet ist und vorgegebenen Regeln folgt. Meist nehmen an solchen Diskussionen 6 bis max. 12 Personen teil. Die TeilnehmerInnen verfügen über eine gemeinsame Erfahrung, die den Ausgangspunkt der Diskussion bildet (vgl. Dürrenberger/Behringer 1999). In unserem Fall handelte es sich um die Präsentation zentraler Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt und die Vorstellung einiger konkreter Varianten für das jeweilige Zielgebiet. Üblicherweise dauert dieser Input zwischen 10 und 15 Minuten. Um die komplexe Materie im vorliegende Fall einigermaßen ausführlich darstellen zu können, haben wir uns entschieden, deutlich mehr Zeit dafür zu verwenden (ca. 40 Minuten). Die Diskussion der präsentierten Inhalte erfolgte anhand einiger zentraler Fragestellungen (Leitfaden siehe Anhang). Die Diskussionen

wurden moderiert und zu Dokumentationszwecken auf Tonband aufgezeichnet. Zusätzlich wurden kurze handschriftliche Gesprächsprotokolle angefertigt. Am Ende jeder Diskussion wurden die TeilnehmerInnen um die schriftliche Beantwortung einiger zentraler Fragen sowie um einige Angaben zu ihrer Person gebeten. Die Ergebnisse dieser Befragungen ergänzen die qualitativen Aussagen aus den Gruppengesprächen.

Die erste Veranstaltung fand am 17. November 2004 in Gaflenz statt. Die beiden anderen Fokusgruppen wurden am 11. Februar 2005 in Wallsee, mit BewohnerInnen der beiden Ortsteile Schaching und Kobling sowie mit BewohnerInnen aus Schweinberg durchgeführt. An den drei Terminen nahmen in Summe 40 Personen teil. Das entspricht einem Großteil (77-82%) der in den drei Modellgebieten ansässigen Bevölkerung. Bei der Organisation der Veranstaltungen wurde das Projektteam durch die beiden Gemeinden unterstützt. Insbesondere die Einladung der Bevölkerung erfolgte durch die Gemeinden. Neben der betroffenen Bevölkerung nahmen an allen drei Veranstaltungen auch die Bürgermeister, in Gaflenz zusätzlich der Amtsleiter der Gemeinde, in Wallsee zwei Vertreter der NÖ Landesregierung teil.

Die folgende Tabelle fasst die wichtigsten Angaben zu den drei Fokusgruppen im Überblick zusammen:

Tabelle 3.4.4-1. Fokusgruppen in Gaflenz und Wallsee

	1. Fokusgruppe	2. Fokusgruppe	3. Fokusgruppe
Termin	17. November 2004	11. Februar 2005	11. Februar 2005
Ort	Gaflenz	Wallsee	Wallsee
Zeit	18:00 bis 20:00	17:00 bis 19:00	19:00 bis 21:00
TeilnehmerInnen	13 BewohnerInnen (4 Frauen, 9 Männer)	15 BewohnerInnen aus Schaching und Kobling (3 Frauen, 12 Männer)	12 BewohnerInnen aus Schweinberg (1 Frau, 11 Männer)
Weitere TeilnehmerInnen	Bürgermeister Amtsleiter Projektteam	Bürgermeister 2 Vertreter des Landes Niederösterreich Projektteam	Bürgermeister 2 Vertreter des Landes Niederösterreich Projektteam
Themenschwerpunkt und Ablauf	Der Ablauf der Fokusgruppendifkussion wurde weitgehend gleich gehalten. <ol style="list-style-type: none"> 1. Begrüßung und Einleitung 2. Inhaltliche Einführung, Dauer ca. 20 Minuten 3. Vorstellung möglicher Varianten vor Ort, Dauer ca. 20 Minuten 4. Fragen 5. Moderierte Diskussion zu den Varianten 6. Schriftlicher Fragebogen 		

3.4.4.2 Fragen direkt nach dem fachlichen Input

Die in den Fokusgruppendifkussionen thematisierten Fragen und Problembereiche geben ein erstes Stimmungsbild, eine erste Reaktion der BewohnerInnen auf die Konfrontation mit verschiedenen Varianten der Abwasserversorgung wieder. Von den TeilnehmerInnen wurde mehrmals betont, dass sie die Varianten einer Abwasserentsorgung und deren Finanzierung in Ruhe abwägen müssen, bevor sie sich eine abschließende Meinung bilden können.

Die Fragen, nach dem ersten fachlichen Input und der Vorstellung der ausgewählten Lösungen und Konzepte, bezogen sich zum größten Teil auf die verschiedenen Varianten der Abwasserversorgung. Thematisiert wurden beispielsweise die Errichtung und der Wartungsaufwand bestimmter Lösungsansätze oder konkrete Erfahrungen mit Varianten, sofern sie bisher vorliegen, zum Teil wurden auch herkömmliche Abwassertechniken zum Vergleich herangezogen (Senkgrube, 3-Kammernsystem, Seifenabscheider).

Ein zweiter wichtiger Fragen-Schwerpunkt drehte sich um die Kosten und die Finanzierungsmöglichkeiten der alternativen Abwassersysteme. Die TeilnehmerInnen erkundigten sich nach Bundes- und Landesförderungen und Förderungen für Pilotprojekte. Der finanziellen Seite der präsentierten Varianten wurde – in Hinblick auf die Entscheidung der Gemeinde, welches System verwirklicht werden soll – eine große Bedeutung zugeschrieben. Die Diskussionen zeigten aber auch, dass die TeilnehmerInnen dem von Seiten des Projektteams präsentierten „Kostenmodell“ nicht uneingeschränkt folgen. Zum einen war es schwer nachvollziehbar, dass die Gesamtkosten der vorgestellten Varianten auf 50 Jahre „hochgerechnet“ wurden (Barwertmethode). Zum anderen bezweifelten einige TeilnehmerInnen auf Grund eigener (abweichender) Erfahrungen einzelne der angesetzten Richtwerte, etwa für die Entsorgung der Hausabwässer durch die Landwirtschaft oder kommerzielle Entsorgungsunternehmen.

In Gaflenz zeichnete sich ab, dass einige TeilnehmerInnen Einzellösungen einer Gesamtlösung vorziehen würden. In Wallsee war in beiden Gruppen eine Gemeinschaftslösung vorrangiges Ziel. In allen drei Diskussionen wurde von den TeilnehmerInnen auf unterschiedliche Präferenzen von LandwirtInnen, die Abwasser als Dünger auf ihre Felder ausbringen können, und den restlichen BewohnerInnen hingewiesen.

Der betroffenen Bevölkerung ist bewusst, dass es sich bei der Suche nach einer Lösung der Abwasserfrage letztlich um die Optimierung einer „Gemeinschaftsentscheidung“ handelt. D.h. dass es vor allem darum gehen wird, die für alle Betroffenen beste und vielleicht auch kostengünstigste Variante weiter zu verfolgen. Obwohl klar ist, dass die Entscheidung für eine der möglichen Varianten in der Kompetenz der Gemeinde liegt, bestand großes Interesse an den Veranstaltungen. Die TeilnehmerInnen schätzten die angebotene Information, fühlten sich ernstgenommen und begrüßten die Möglichkeit, an den Beratungen teilnehmen und die eigene Meinung zu diesem wichtigen Thema äußern zu können. Akzeptanz von Technik – auch das zeigen unsere exemplarischen Kontakte zur betroffenen Bevölkerung – ist zu einem großen Teil sozial konstruiert und damit sicherlich auch eine Frage des sozialen Settings (Information, Beteiligung, Mitentscheidung) bei konkreten Planungen.

3.4.4.3 Variante Feststoffspeicher (Septic-tank) in Schaching und Gaflenz:

Bei dieser Variante sind Feststoffspeicher auf jedem Grundstück vorgesehen. In Schaching drehte sich die Diskussion hauptsächlich um diese Variante. Ein Teilnehmer bemerkte, dass der Feststoffspeicher praktisch in eine Senkgrube einzubauen sei und Trennung von Schwarz- und Grauwasser entfällt.

Auch in Gaflenz wurde diese Variante am längsten und ausführlichsten diskutiert. Im abschließenden Stimmungsbild konnte festgestellt werden, dass die meisten TeilnehmerInnen dieser Variante offen gegenüber stehen. Als besonders positiv wurde bewertet, dass für diese Variante keine Umstellung im Haus nötig sei, da auf die Trennung von Grau und Schwarzwasser verzichtet werden kann. Der einzige Einwand kam von Seiten der Landwirtschaft. Wenn man selbst die eigenen Abwässer ausbringen kann, dann ist diese Variante (wie alle anderen zentraleren Systeme) weniger attraktiv.

3.4.4.4 Variante Trennung von Grauwasser und Schwarzwasser (Schaching und Schweinberg)

Bei dieser Variante wird die Trennung von Grau- (Dusche, Bad etc.) und Schwarzwasser (WC) vorgeschlagen. Eine Reinigung des Grauwassers könnte mittels Pflanzenkläranlage gewährleistet, das Schwarzwasser könnte in einer adaptierten Senkgrube gesammelt werden. Als Option, um zusätzlich die Abwassermenge zu reduzieren, wurde der Einbau einer Trenntoilette vorgeschlagen.

Pflanzenkläranlagen und eine Trennung von Grauwasser und Schwarzwasser wurden in Schaching und Schweinberg als vorstellbar und sinnvoll eingestuft. Pflanzenkläranlagen sind der Bevölkerung ein Begriff und werden prinzipiell positiv beurteilt. Es ist vermutlich eine Variante, die im Ort bereits diskutiert wurde.

3.4.4.5 Trenntoiletten zur Reduktion des Wasserverbrauchs

In Schaching und Schweinberg (beide Wallsee) wurde zusätzlich zur Variante Trennung von Grau- und Schwarzwasser der Einbau von Trenntoiletten zur Reduktion des Wasserverbrauchs (Kostenreduktion) vorgeschlagen. Auch in Gaflenz wurde das Thema Trenntoilette angesprochen.

In allen drei Fällen war die Reaktion der DiskutantInnen kritisch bis ablehnend. Die Bevölkerung hatte im Rahmen der Veranstaltungen vermutlich zum ersten Mal von dieser Variante erfahren. Der Aufwand eines Einbaus im Nachhinein wurde als sehr hoch und kostspielig eingestuft. In Gaflenz wurde bemerkt, dass es bislang zu wenig Erfahrungen damit gäbe, und bei ungenügendem Funktionieren der Toiletten der Aufwand umsonst wäre. Die TeilnehmerInnen wollten nicht zu jenen gehören, bei denen diese Technik zum ersten Mal in Österreich zu Einsatz kommt. In den Diskussionen in Wallsee war Widerstand gegen die Veränderung von Urinergewohnheiten (auch Männer sollten diesen WC-Typ im Sitzen verwenden) zu vernehmen, es wurden diesbezüglich einige scherzhafte Bemerkungen gemacht. Zur Sprache kam hier auch die Sonderstellung der LandwirtInnen, die Schwarzwasser selbst ausführen können.

In jeder Diskussionsrunde gab es jedoch einzelne TeilnehmerInnen, die der Variante Trenntoilette prinzipiell offen gegenüber standen, und diese Variante zumindest nicht von vornherein ablehnten.

3.4.4.6 Ergebnisse für Gaflenz

In Gaflenz nahmen an der unmittelbar nach der Fokus-Gruppendiskussion durchgeführten schriftlichen Befragung alle anwesenden Anrainer teil (13 Personen). Zwei davon betreiben eine Landwirtschaft.

Die abschließende Bewertung der präsentierten Varianten zeigt folgendes Bild: Die höchste Akzeptanz unter der anwesenden Bevölkerung finden die Varianten „Hauskläranlage für jedes Haus“ (biologische und konventionelle Systeme wurden in diesem Fall als gleichwertig dargestellt und diskutiert) sowie die Variante „Feststoffspeicher für jedes Haus“.

Dezentrale Hauskläranlagen wurden von 9 der insgesamt 13 anwesenden Personen als sehr oder zumindest als eher attraktiv eingestuft. Nur für einen einzigen Befragten (Landwirt) war diese Variante gar nicht attraktiv.

Nahezu gleichwertig erschien den Diskutanten die Variante mit Feststoffspeicher. Im Zuge der Diskussion entstand das Bild von einer Variante „Kanal-light“, bei der sich die bekannten Vorteile des Kanals zu deutlich geringeren Investitions- und Anschlusskosten realisieren lassen könnten. Zudem wurde als positiv hervorgehoben, dass sich vorhandene Senkgruben zu relativ geringen Kosten zu Feststoffspeichern umbauen lassen würden. Obwohl mit der dabei eingesetzten Technik in Österreich bislang überhaupt noch keine Erfahrungen vorliegen, könnten sich bis auf eine Person sämtliche TeilnehmerInnen eine solche Lösung durchaus vorstellen. Eine Voraussetzung dafür wäre aber, dass allfällige höhere Kosten auf dem eigenen Grundstück durch zusätzliche Installationen durch Förderungen getragen werden sowie eine allfällige Risiken durch eine wissenschaftliche Begleitung minimiert würden.

Die Verwendung der vorhandenen Senk- und Jauchegruben war nur für jene interessant, die schon bislang diese Variante verwenden. Insgesamt handelte es sich immerhin um ein Drittel der anwesenden Haushalte. Für die beiden Landwirte war diese Option naheliegender Weise am attraktivsten.

Ein Feststoffspeichersystem in Kombination mit Separationstoilette kommt für die meisten – trotz der Attraktivität des Feststoffspeichers – nicht in Frage. Diese Option war nur für einen Teilnehmer vorstellbar, zwei Drittel lehnten sie gänzlich ab („gar nicht attraktiv“). Zwei Gründe sind dafür ausschlaggebend: zum einen erklärt sich diese äußerst geringe Akzeptanz durch die notwendigen Verhaltensänderungen der NutzerInnen (siehe oben), zum anderen sehen die DiskutantInnen in den hohen Kosten und den notwendigen Änderungen im eigenen Haus deutliche Nachteile, denen keine wesentlichen Vorteile gegenüberstehen. Den in Aussicht gestellten Einsparungen durch reduzierten Wasserverbrauch wurde nur geringe Bedeutung zugemessen.

Noch skeptischer wie bei der Separationstoilette standen die TeilnehmerInnen in Gafrenz auch der Variante „Komposttoilette“ gegenüber. Sämtliche TeilnehmerInnen bewerteten diese Variante als eher nicht oder gar nicht attraktiv. Entsprechend gering war auch das Interesse der Befragten, den in einer Komposttoilette erzeugten Kompost im eigenen Garten als Dünger zu verwenden. Nur zwei von insgesamt 13 Befragten bewerteten diese Option als attraktiv.

Ein Anschluss an das bestehende Kanalnetz wurde vor allem aus finanziellen Gründen von Niemanden in Betracht gezogen. Mehr als 80% waren der Ansicht, diese Option sei gar nicht attraktiv.

Tabelle 3.4.4-2. Abschließende Bewertung der präsentierten Varianten in Gafrenz

sehr und eher attraktiv	Gesamt (n=13)	HH ohne Land- wirtschaft (n=11)	HH mit Land- wirtschaft (n=2)
Hauskläranlage für jedes Haus	82% (9)	90% (9)	0% (0)
Feststoffspeicher für jedes Haus	73% (8)	70% (7)	0% (0)
Dezentrale Kläranlagen für den Ort	36% (4)	40% (4)	0% (0)
Dichte Jauchegrube/Senkgrube	33% (4)	20% (2)	100% (2)
Feststoffspeicher und komplette Trennung des Abwassers für drei Häuser	9% (1)	10% (1)	0% (0)
Anschluss an Bestand	0% (0)	0% (0)	0% (0)

3.4.4.7 Ergebnisse Wallsee: Schaching und Kobling

Von den 15 TeilnehmerInnen aus den Ortsteilen Schaching und Kobling haben zehn an der abschließenden Befragung teilgenommen. Im Gegensatz zur zweiten Diskussion in Wallsee, spielen Landwirte hier eine geringere Rolle. Nur drei der ausgefüllten Fragebögen repräsentieren einen landwirtschaftlichen Betrieb.

Von den fünf vorgeschlagenen Varianten für Schaching und Kobling wurde die Trennung von Grau- und Schwarzwasser mit Abstand am positivsten bewertet. Für acht der zehn Befragten war diese Variante attraktiv. Nur eine Person – und zwar aus einem landwirtschaftlichen Betrieb – lehnte diesen Vorschlag ab. Die beiden anderen Landwirte könnten sich die Trennvariante – neben der Beibehaltung der Jauchegrube – ebenfalls vorstellen. Die Trennvariante lag beim Kostenvergleich an zweiter Stelle (die kostengünstigste Variante für Schaching und Kobling ist die Trennvariante mit Separationstoilette). Die hohe Attraktivität dieser Variante ist aber nicht nur durch die relativ geringen Gesamtkosten zu erklären, sie hängt auch mit der damit verbundenen (dezentralen) Pflanzenkläranlage zusammen. Pflanzenkläranlagen sind der Bevölkerung bekannt und genießen offensichtlich einen guten Ruf. Sie gelten als umweltfreundliche und wartungsarme Technologie.

An die zweite Stelle wurde die Anpassung der bestehenden Senk- und Jauchegruben gereiht. Diese Variante wurde erwartungsgemäß von allen drei Landwirten favorisiert, unter den PrivathausbewohnerInnen fand sich aber nur eine Person, die diese Variante attraktiv findet. Insgesamt wurden Senk- und Jauchegruben deutlich schlechter bewertet.

Die drei verbleibenden Varianten „Komplette Trennung der Abwasserströme“, „dezentrale Kläranlage (ohne Teilstromtrennung)“ und „Feststoffspeicher auf jedem Grundstück“ waren nur für jeweils wenige Personen attraktiv (ein bis max. drei Personen).

Trenn- und Komposttoiletten sind auch in Schaching und Kobling wenig beliebt. Für sechs Personen waren Separationstoiletten, für sieben Personen waren Kompost-WCs unattraktive Lösungen. Auch mit dem Gedanken, Kompost aus Fäkalien im eigenen Garten aufzubringen, konnte sich kaum jemand anfreunden (nur für eine Person war dieser Vorschlag sehr attraktiv).

Tabelle 3.4.4-3. Abschließende Bewertung der präsentierten Varianten in Schaching und Kobling

sehr und eher attraktiv	Gesamt (n=10)	HH ohne Land- wirtschaft (n=7)	HH mit Land- wirtschaft (n=3)
Trennung von Grau- und Schwarzwasser	80% (8)	86% (6)	67% (2)
Dichte Jauchegrube/Senkgrube	44% (4)	17% (1)	100% (3)
Komplette Trennung des Abwassers für Ort	30% (3)	29% (2)	13% (1)
Dezentrale Kläranlage/Ableitung in Mühlbach	22% (2)	17% (1)	33% (1)
Feststoffspeicher auf jedem Grundstück	11% (1)	0% (0)	33% (1)

3.4.4.8 Ergebnisse für Wallsee: Schweinberg

Von den 12 DiskussionsteilnehmerInnen nahmen zehn an der abschließenden Befragung teil. Der Ortsteil Schweinberg ist landwirtschaftlich dominiert. Sieben der zehn Befragten betreiben eine Landwirtschaft.

Von den in Schweinberg zur Diskussion gestellten Varianten wurden aus Sicht der TeilnehmerInnen vor allem zwei favorisiert:

- Die Anpassung der bestehenden Senk- und Jauchegruben, also mehr oder weniger die Beibehaltung des Status-quo mit geringfügigen baulichen Adaptionen, sowie
- die Trennung von Grau- und Schwarzwasser in Kombination mit der Errichtung einer (Pflanzen-)Kläranlage.

Die hohe Attraktivität der Beibehaltung der Senk- und Jauchegruben ist umso bemerkenswerter, als diese Variante im Kostenvergleich zu den teuersten der Optionen zählte. Für die Beibehaltung der Ist-Situation haben sich vor allem die befragten Landwirte ausgesprochen. Für diese Gruppe war diese Lösung auf jeden Fall zumindest eher attraktiv. Von den drei befragten Haushalten ohne Landwirtschaft tendierte nur einer zur Adaption der bestehenden Senkgrube, die beiden anderen sprachen sich für die Trennung von Grau- (Dusche, Bad, Waschmaschine etc.) und Schwarzwasser (WC) aus. Diese Variante wurde auch ausführlich diskutiert, und zumindest während der Diskussion von keinem Teilnehmer gänzlich abgelehnt. Die Errichtung einer dezentralen Kläranlage (mechanisch oder biologisch) konnten sich alle TeilnehmerInnen als Lösung vorstellen. Ein offener Punkt betraf hier lediglich die Frage, wer diese Anlage errichtet und wer die Wartungsarbeiten für die Kläranlage übernehmen könnte.

Ebenfalls für relativ viele Befragte vorstellbar war die Realisierung einer kompletten Trennvariante, bei der zusätzlich zur oben erwähnten Variante auch die WC-Abwässer getrennt werden. Für vier von zehn BewohnerInnen aus Schweinberg war diese Variante eher oder sogar sehr attraktiv. Der dabei anfallende Urin könnte direkt von der ansässigen Landwirtschaft verwertet werden (vorausgesetzt die gesetzliche Lage würde dies zulassen). Kein einziger der befragten Landwirte aus Schweinberg sah dabei Hindernisse. Der limitierende Faktor scheint aber auch in Schweinberg die geringe Attraktivität der Separationstoilette als (wenig bekannte) Einzeltechnik zu sein. Vier Befragte konnten sich eine Separationstoilette in ihrem Haus überhaupt nicht vorstellen.

Die Varianten „dezentrale Kläranlage für Ort und Wochenendsiedlung“ und „dichte Senkgruben mit Trenn toiletten“ wurden jeweils nur von wenigen Personen positiv bewertet und kommen als konkrete Lösungen für Schweinberg daher nur bedingt in Betracht. Andererseits zeigte sich gerade bei diesen beiden Varianten, dass sie von kaum jemand völlig abgelehnt werden (nur ein bzw. zwei Personen waren der Meinung, diese Varianten sind gar nicht attraktiv).

Große Akzeptanzprobleme bestehen bei den beiden letzten Varianten, bei denen das bestehende Kanalnetz berücksichtigt wurde („Anschluss an den Kanal“ und „Kanal im Ort und Kläranlage in der Wochenendsiedlung“). Für acht (bzw. neun) Befragte kommen diese beiden Varianten so gut wie überhaupt nicht in Betracht. In diesem Fall decken sich die berechneten Gesamtkosten, die im Vergleich als sehr hoch anzusetzen sind, mit der Einschätzung der Bevölkerung. Die hohen Kosten dürften auch der Hauptgrund für die hohe Ablehnung sein.

Wenig attraktiv sind in Schweinberg auch Kompostlösungen (die nicht vorgeschlagen und daher auch nicht diskutiert, jedoch abgefragt wurden). Für sieben von zehn TeilnehmerInnen war sowohl die Verwendung einer Komposttoilette als auch die Nutzung von daraus gewonnenem Kompost im eigenen Garten nicht attraktiv.

Tabelle 3.4.4-4. Abschließende Bewertung der präsentierten Varianten in Schweinberg

sehr und eher attraktiv	Gesamt (n=10)	HH ohne Land- wirtschaft (n=3)	HH mit Land- wirtschaft (n=7)
-------------------------	---------------	-----------------------------------	----------------------------------

Dichte Jauchegrube/Senkgrube	80% (8)	33% (1)	100% (7)
Trennung von Grau- und Schwarzwasser, Pflanzenkläranlage	60% (6)	67% (2)	57% (4)
Komplette Trennung des Abwassers für Ort	40% (4)	67% (2)	29% (2)
Dezentrale Kläranlage für Ort und Siedlung	20% (2)	0% (0)	29% (2)
Dichte Senkgrube und Trenntoilette	10% (1)	0% (0)	14% (1)
Anschluss an Bestand (Kanal)	0% (0)	0% (0)	0% (0)
Kanal für Ort und Kläranlage für Siedlung	0% (0)	0% (0)	0% (0)

3.4.5 Vertiefende Untersuchungen zur Akzeptanz von Separationstoiletten am Beispiel der Solar City Linz-Pichling

3.4.5.1 Einleitung

Die Solar City ist ein nach ökologischen Kriterien geplantes Stadterweiterungsgebiet im Süden von Linz (OÖ). Bis Ende 2005 entsteht in Linz-Pichling ein Stadtteil mit rund 1400 Wohnungen mit der dafür notwendigen Infrastruktur. Baubeginn war im Jahr 1999, die ersten Wohnungen wurden im Jahr 2003 bezogen. Geplant und gebaut wurde nach Konzepten der Solararchitektur in Niedrigenergie- bzw. Passivbauweise (hohe Dämmstärken, kontrollierte Be- und Entlüftungsanlagen) unter den restriktiven finanziellen Rahmenbedingungen des sozialen Wohnbaus. Ein Großteil der Gebäude ist nach Süden orientiert, die Warmwasserbereitung erfolgt weitgehend durch thermische Sonnenkollektoren.

In ca. 88 Wohnungen und in einer Schule mit Hort wurde von der Linz AG erstmalig in Österreich ein alternatives Abwasserkonzept umgesetzt. Die Wohnungen sind mit Toiletten zur Urinseparation ausgestattet. Gelb-, Braun- und Grauwasser werden getrennt. Seit Anfang 2004 werden diese Wohnungen bewohnt. In der Solar City liegen also bereits erste längere Nutzererfahrungen mit Separationstoiletten vor.

Um diese Erfahrungen zu erfassen, wurde im Rahmen dieses Projekts ein kurzer schriftlicher Fragebogen entwickelt und Ende 2004 an die BewohnerInnen versandt. Die Rücklaufquote lag bei 61%; 54 ausgefüllte Fragebögen konnten ausgewertet werden.

Der Fragebogen umfasste drei inhaltliche Teile zu „allgemeinen Einstellungen der BewohnerInnen zu Umweltthemen“, „Fragen zur Benützung der Separationstoilette“ und zu „Verwertungsaspekten“ sowie einen kurzen Teil mit sozio-demografischen Angaben (siehe Anhang).

3.4.5.2 Beschreibung der NutzerInnen nach sozio-grafischen Merkmalen

Die befragten BewohnerInnen sind zwischen März und Oktober 2004 in die Linzer Solar City eingezogen. Die durchschnittliche Benützungsdauer der Separationstoiletten lag zum Zeitpunkt der Befragung bei rund acht Monaten. In knapp 60% der Fälle handelt es sich um Mietwohnungen, 35% befinden sich im Eigentum der Befragten, in den restlichen Fällen besteht ein Mietverhältnis mit Kauf-Option.

Etwas mehr als die Hälfte der Fragebögen wurde von Frauen beantwortet, etwas weniger als die Hälfte von Männern. Die BewohnerInnen der Solar City zeichnen sich durch ein

überdurchschnittlich hohes Bildungsniveau aus. Mehr als die Hälfte der Befragten verfügt über einen Matura oder Hochschulabschluss. Knapp 18% der Befragten haben eine Universitätsausbildung. Das Alter der Befragten lag zum Zeitpunkt der Befragung zwischen 22 und 72 Jahren. Wobei die Hälfte der Befragten unter 35 ist.

Mit einer durchschnittlichen Anzahl von nur 1,8 Personen pro Haushalt liegt die Stichprobe noch unter der durchschnittlichen Haushaltsgröße von Linz (2,0), und deutlich unter dem Österreichschnitt von 2,5. 42% sind Singlehaushalte, in 85% aller Haushalte leben nicht mehr als zwei Personen. Nur in etwa jedem Fünften Haushalt gibt es Kinder unter 15 Jahren.

3.4.5.3 Nutzungserfahrungen und Bewertung der Separationstoilette

Der Benützungskomfort der Separationstoilette wird im Vergleich zu herkömmlichen Toiletten von genau der Hälfte der Befragten als kleiner oder sogar als viel kleiner bezeichnet. Rund ein Drittel der Befragten sieht hingegen keine wesentlichen Vor- und Nachteile hinsichtlich des Komforts. Für die restlichen knapp 17% fällt der Vergleich von Separationstoilette und normalem WC sogar positiv für die Separationstoilette aus.

Ein in diesem Zusammenhang oft diskutierter Punkt betrifft die mit der Separationstoilette verbundene notwendige Verhaltensänderung männlicher Nutzer. Von den in der Solar City befragten Männern scheint sich der Großteil tatsächlich an diese Bedingungen angepasst zu haben. Immerhin 58% gaben an, die Separationstoilette ausschließlich im Sitzen zu verwenden. Weitere 11% tun dies zumindest oft, 8% zumindest manchmal. Nur knapp ein Viertel der Befragten konnte sich mit der geforderten Verhaltensänderung (bislang noch) nicht anfreunden. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt auch eine schwedische Studie aus dem Jahr 1998. Vier Fünftel der männlichen Benutzer von Separationstoiletten gaben an, die Toilette im Sitzen zu verwenden, obwohl dies als weniger angenehm empfunden wurde (vgl. Martensson und Fuehrer 2001). Akzeptanzprobleme in nennenswertem Ausmaß scheinen auf Grund der notwendigen Verhaltensänderung männlicher Nutzer aber nicht zu bestehen.

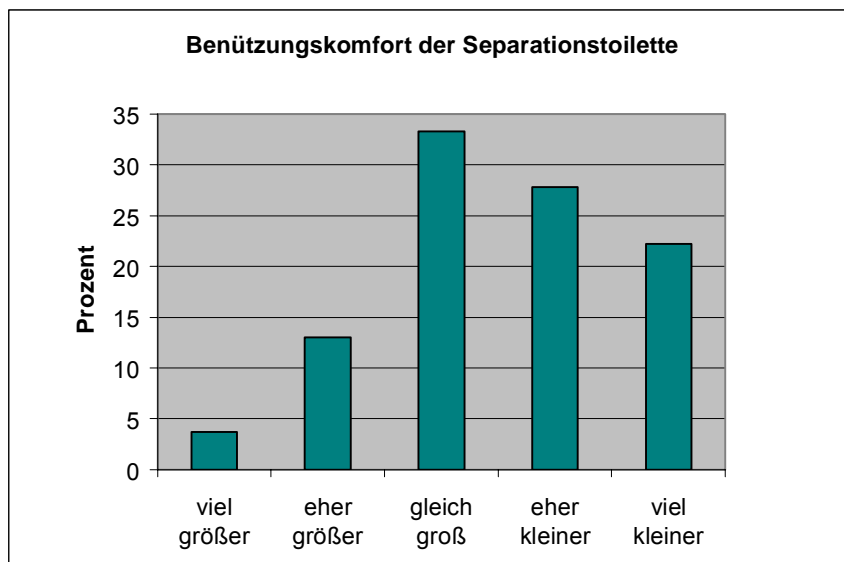


Abbildung 3.4.5-1. Einschätzung des Benützungskomforts der Separationstoilette im Vergleich zu herkömmlichen Toiletten

Eine ähnliche Verteilung zeigt sich hinsichtlich des Reinigungsaufwandes. Auch bei dieser Frage sollten die NutzerInnen ihre bisherigen Erfahrungen mit der Separationstoilette in Bezug zu herkömmlichen WCs setzen. Die Ergebnisse zeigen ein klares Bild. Für zwei Drittel der Befragten verursacht die Separationstoilette einen höheren Aufwand. Für jeden Vierten

ist dieser Mehraufwand sogar „viel größer“. Als geringer wurde der Reinigungsaufwand nur von ganz wenigen Personen bezeichnet.

Der erhöhte Reinigungsaufwand ist auch eine Folge der von den Befragten als zu gering bezeichneten Spülwassermenge. Besonders hoch wird der manuelle Aufwand aber dann, wenn Fäkalien und/oder WC-Papier in den Urinteil gelangen. Herkömmliche WC-Bürsten sind auf Grund ihres Durchmessers für solche Fälle offensichtlich nicht geeignet, da die entsprechenden Öffnungen in der Separationstoilette sehr eng ausgeführt sind.

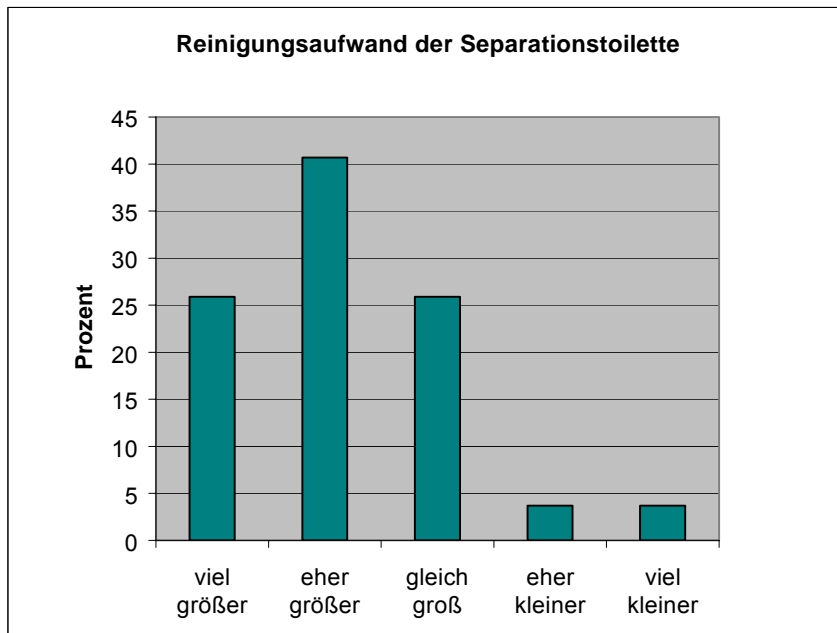


Abbildung 3.4.5-2. Einschätzung des Reinigungsaufwandes der Separationstoilette im Vergleich zu herkömmlichen Toiletten

Abgesehen von Komforteinbußen und erhöhtem Reinigungsaufwand funktionieren die meisten Anlagen aber ohne nennenswerte Probleme bzw. werden die oben beschriebenen Komforteinbußen von vielen Befragten nicht als „Probleme“ bezeichnet. Zwei Drittel der Befragten hatten, seit sie die Separationstoilette benützen, noch „nie“ Probleme damit. Aber auch in jenen Fällen, in denen über Probleme berichtet wird, treten diese Schwierigkeiten in sehr unterschiedlichem Ausmaß auf. Nur 11% der Befragten gaben an, dass sie täglich mit Problemen konfrontiert seien.

Die von den Befragten beschriebenen Probleme können im Wesentlichen in fünf Gruppen zusammengefasst werden.

- Toilette spritzt beim Spülen
- Spülmenge reicht nicht aus, daraus resultiert ein erhöhter Reinigungsaufwand
- Trennung von Urin und Fäkalien funktioniert nicht zufriedenstellend
- Toilette ist für Kinder nicht geeignet
- Verstopfung des Abflusses

Die genannten Probleme werden zwar als störend empfunden, ihre Beseitigung fällt den NutzerInnen aber zum Großteil nicht besonders schwer; 45% gaben an, dass sich die auftretenden Probleme „eher leicht“ beseitigen lassen, 25% fällt die Problembeseitigung sogar „ganz leicht“. Die mit Abstand wichtigste Ansprechstelle bei Problemen mit der Separationstoilette ist die Hausverwaltung. Vier Personen haben sich in der Vergangenheit aber auch schon zumindest ein Mal an einen Installateur gewandt.

Mehr als vier Fünftel der Befragten (77%) sehen auf Grund ihrer Erfahrungen einen Verbesserungsbedarf. Von den 54 befragten Personen machten 19 zum Teil ganz konkrete Vorschläge zur Optimierung des von ihnen genutzten WC-Typs. Diese zahlreichen Verbesserungsvorschläge beziehen sich in der Regel auf das Design der Toilette und lassen sich zu drei Gruppen zusammenfassen:

- Verbesserte Form, um starkes Spritzen beim Spülen zu vermeiden;
- niedrigerer Trennsteg oder eine stärkere Spülung, um das Problem der Verschmutzung zu reduzieren;
- Veränderte Aufteilung der beiden Auffangteile (Urteil kleiner, Fäkalienteil größer), um den Trennerfolg zu optimieren.

Die abschließende Bewertung der Zufriedenheit mit der Separationstoilette ergibt folgendes Bild: Nur knapp 10% der Befragten sind mit der neuen Toilette insgesamt gesehen sehr zufrieden. Weitere 25% sind zumindest eher zufrieden. Die meisten gaben an, weder besonders zufrieden noch besonders unzufrieden zu sein; 35% zählen zu dieser Gruppe. Die restlichen knapp 30% sind entweder „eher“ oder „gar nicht zufrieden“.

Abbildung: Abschließende Bewertung der Separationstoilette

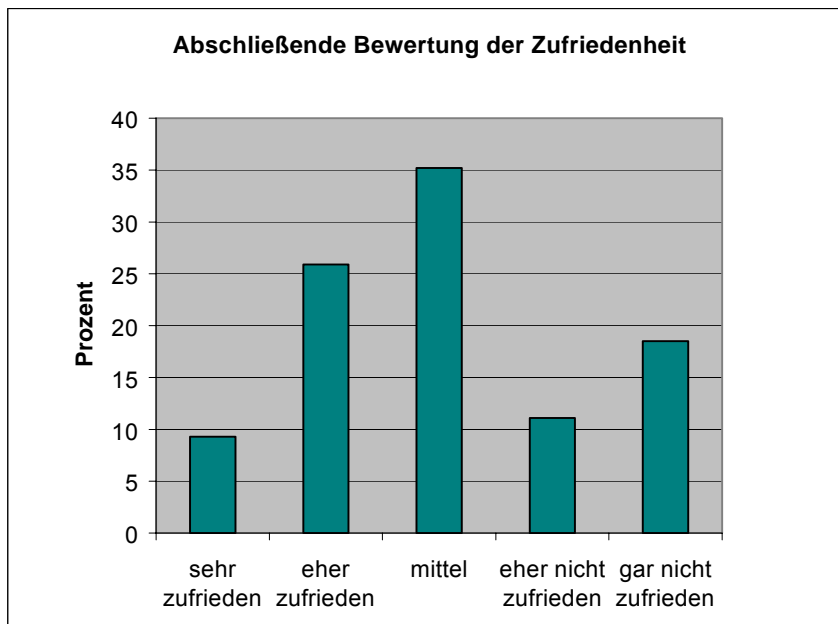


Abbildung 3.4.5-3. Abschließende Bewertung der Separationstoilette

Jede/r zweite Befragte würde, falls er/sie dazu die Möglichkeit hätte bzw. wenn das nicht mit zusätzlichen Kosten verbunden wäre, wieder zu einer konventionellen Toilette wechseln. Nur jede/r Zehnte würde die Separationstoilette auf „jeden Fall behalten“. Die Befragten können dem Trennprinzip also durchaus einiges abgewinnen, ein Verbleib bei der Separationstoilette würde allerdings zu einem Großteil vom Ausmaß der umsetzbaren Verbesserung im Design abhängen.

Ein Vergleich der „Zufriedenen“ (Personen, die „sehr“ oder „eher zufrieden“ angekreuzt haben) mit der Gruppe der „Unzufriedenen“ (Personen, die „eher nicht“ oder „gar nicht zufrieden“ angekreuzt haben) ergibt folgendes Bild: „Zufriedene“ sind etwas jünger und zu einem höheren Anteil Single als „Unzufriedene“. Auch der Anteil an Haushalten mit Kindern unter 15 Jahre ist bei den „Unzufriedenen“ deutlich höher. Die bereits angesprochenen Probleme, die sich für Kinder bei der Benützung der Separationstoilette ergeben, scheint

sich hier zu bestätigen. Während sich hinsichtlich des Frauen- und Männeranteils keine Unterschiede zeigen, differieren „Zufriedene“ und „Unzufriedene“ doch deutlich in Bezug auf das formale Bildungsniveau; 55% aus der Gruppe der „Zufriedene“ verfügen über einen Universitäts- oder Maturaabschluss, bei den „Unzufriedenen“ liegt dieser Anteil hingegen bei 40%.

Auch hinsichtlich der Einstellung der Befragten zu ausgewählten Umweltschutzthemen zeigen sich einige Unterschiede zwischen den beiden Gruppen (siehe Tabelle 3.4.5-1). Besonders interessant in diesem Zusammenhang ist, dass „Zufriedene“ in einem weit höheren Ausmaß das ökologische Abwassersystem als wichtigen Grund für die Wahl dieser Wohnung sehen (68%), während dies bei der Gruppe der „Unzufriedenen“ auf deutlich weniger Personen zutrifft (44%). D.h., dass sich Personen, die sich bereits bei der Wahl der Wohnung mit dem (in diesem Fall alternativen) Abwasser-Trennsystem auseinandergesetzt und dies in ihrem Entscheidungsprozess berücksichtigt haben, jetzt auch zufriedener mit der Technik sind bzw. an die Technik weniger kritische Bewertungsmaßstäbe anlegen. Tabelle 3.4.5-1 zeigt aber auch, dass das ökologische Abwassersystem im Vergleich zu anderen Zielsetzungen, wie etwa „sparsamer Umgang mit Trinkwasser“ generell als weniger wichtig eingestuft wird.

Tabelle 3.4.5-1. Allgemeine Einstellungen zu Umweltschutzthemen

sehr und eher wichtig	Gesamt (n=54)	Zufriedene (n=19)	Unzufriedene (n=16)
Weitgehende Verringerung der Umweltverschmutzung	94%	84%	100%
Sparsamer Umgang mit Trinkwasser	93%	90%	93%
Wiederverwendung von knappen natürlichen Nährstoffen (z.B. Phosphor)	74%	68%	73%
Eine besonders umweltfreundliche Wohnung	70%	74%	75%
Verzehr biologische Lebensmittel	63%	74%	56%
Ökologisches Abwasserkonzept für die Wahl der Wohnung	54%	68%	44%

Ein wesentlicher Zusammenhang scheint auch zwischen der grundsätzlichen Einstellung zur Verwendung der bei der Teilstromtrennung gewonnenen Fraktionen und der Akzeptanz der Separationstoilette zu bestehen. Personen, die den Einsatz von Urin und Kompost, der aus Fäkalien gewonnen wurde, gutheißen, bewerten auch die Separationstoilette überwiegend positiv (auch wenn in der Praxis kleinere Probleme mit der Handhabung der Toilette auftreten). Wie aus Tabelle 3.4.5-2 zu entnehmen ist, sprechen sich 83% der „Zufriedenen“ für die Verwendung von Urin als Dünger aus, unter den „Unzufriedenen“ sind es nur 19%, also nur knapp jeder Fünfte. Ähnlich stark ist die Diskrepanz hinsichtlich der Frage, ob die Befragten landwirtschaftliche Produkte konsumieren würden, bei deren Herstellung zum Teil Urin und Kompost aus Fäkalien zur Düngung eingesetzt wurde. Jeweils etwa die Hälfte der „Zufriedenen“ können sich das durchaus vorstellen. Bei den „Unzufriedenen“ liegt die Zustimmung zu dieser Praxis mit 33% für Kompost aus Fäkalien und 20% für mit Urin gedüngten Lebensmitteln deutlich darunter.

Tabelle 3.4.5-2. Einschätzung von Verwertungsaspekten der Teilstromtrennung

auf jeden Fall bzw. eher ja	Gesamt (n=54)	Zufriedene (n=19)	Unzufriedene (n=16)
Urin soll als Düngemittel verwendet werden	43%	83%	19%

Ich würde mit Urin gedüngte landwirtschaftliche Produkte konsumieren	42%	53%	20%
Ich würde mit Kompost aus Fäkalien gedüngte landwirtschaftliche Produkte konsumieren	36%	53%	33%

Die wichtigsten Erfahrungen mit Separationstoiletten in der Linzer Solar City können abschließend zu drei Punkten zusammengefasst werden:

- Separationstoiletten werden nicht generell abgelehnt. Allerdings polarisiert die für alle Befragten neue Technik. Etwa ein Drittel der Befragten ist überwiegend positiv eingestellt, ebenfalls ungefähr ein Drittel negativ. Damit decken sich unsere Ergebnisse auch mit anderen Untersuchungen.
- Der Reinigungsaufwand wird im Vergleich zu herkömmlichen Toiletten von der überwiegenden Mehrheit der Befragten als deutlich höher bezeichnet. Daraus resultieren beträchtliche Komforteinbußen. Die meisten NutzerInnen sind jedoch der Meinung, dass viele dieser Probleme durch die Weiterentwicklung des WC-Designs gelöst werden könnten und geben dazu viele, zum Teil sehr konkrete Hinweise.
- Personen, die sich eher positiv zur Separationstoiletten äußern, sind eher jünger, leben in Singlehaushalten und haben keine Kinder. Diese Gruppe der „Zufriedenen“ verfügt über ein hohes formales Bildungsniveau, ist besser über das gesamte System und die Konsequenzen der Teilstromtrennung informiert, beurteilt dieses Gesamtsystem positiver und hat sich schon im Zuge der Wohnungswahl mit diesem Thema beschäftigt.

Die Ergebnisse aus der Solar City zeigen zudem, dass die Akzeptanz von alternativen technischen Lösungen nicht nur mit der konkreten Nutzungserfahrung zusammenhängt, sondern darüber hinaus das gesamte Abwassersystem zu berücksichtigen ist. Personen, die von der (ökologischen) „Sinnhaftigkeit“ des gesamten Konzepts überzeugt sind, bewerten die Separationstoiletten trotz einiger Komforteinbußen deutlich positiver.

3.4.6 Vorläufige Schlussfolgerungen

Abschließend können die hier angestellten Untersuchungen zur Akzeptanz alternativer Abwasserkonzepte im ländlichen Raum folgendermaßen zusammengefasst werden.

Der betroffenen Bevölkerung in allen drei Regionen ist bewusst, dass es um die Optimierung einer „Gemeinschaftsentscheidung“ geht. Im Vordergrund steht das Bemühen und die Suche nach der für alle „besten Variante“. Ein Anschluss an das bestehende Kanalnetz kommt aus Sicht der Bevölkerung in allen drei Zielgebieten nicht in Betracht.

Generell kann man sagen, dass neue technische Varianten der Abwasserentsorgung von der betroffenen Bevölkerung dann als attraktiv bewertet werden, wenn sie

- an bereits vertraute Konzepte erinnern (z.B. kombiniert die Septic-tank-Variante Senkgrube und Kanal),
- von den Experten positiv beschrieben werden,
- bei der Realisierung von der öffentlichen Hand finanziell unterstützt und wissenschaftlich begleitet werden,
- sie keine offensichtlichen Schwachstellen aufweisen.

In allen drei Untersuchungsgebieten hat sich gezeigt, dass Pflanzenkläranlagen in der Bevölkerung weitgehend bekannt sind über ein sehr positives Image verfügen. Aus diesem Grund wurden Alternativen, die Pflanzenkläranlagen inkludierten (als Einzel- aber auch dezentrale Gemeinschaftslösungen), in allen Fällen sehr positiv bewertet.

Konzepte, die Verhaltensänderungen der NutzerInnen erfordern, finden im ländlichen Raum

wenig Anklang, auch wenn sie zu geringeren Gesamtkosten führen (Trenntoilette, Komposttoilette).

Komposttoiletten: Komposttoiletten sind insgesamt wenig verbreitet, dementsprechend wenig Wissen über deren Praxistauglichkeit liegen vor. Die wenigen dokumentierten Erfahrungen zur Akzeptanz sind überwiegend negativ. In den untersuchten Modellgemeinden kann sich kaum jemand eine Lösung mit Komposttoiletten vorstellen. Gegen diese Lösung spricht der notwendige Platzbedarf (im Keller), der höhere Wartungsaufwand und mögliche Geruchsprobleme. Zudem ist kaum jemand an der Verwendung des selbst produzierten Komposts im eigenen Garten interessiert.

Separationstoiletten: Die Befragungen in den Modellgemeinden ergaben, dass sich nur wenige Personen – die zum ersten Mal mit dieser Option konfrontiert wurden – vorstellen können, eine Separationstoilette im eigenen Haushalt zu installieren. Der bauliche und finanzielle Aufwand wurde als groß, mögliche positive Wirkungen auf die Umwelt hingegen als gering bewertet. Dieses Bild wurde auch durch die Befragung jener Haushalte in der Solar City, die seit einiger Zeit eine Separationstoilette benutzen, bestätigt: Jeder Zweite würde, falls er/sie die Möglichkeit dazu hätte, zu einer konventionellen Toilette zurückwechseln. Auch NutzerInnen mit positiven Erfahrungen schätzen den Reinigungsaufwand höher ein als bei einer herkömmlichen Toilette. Die Akzeptanz von Separationstoiletten bei NutzerInnen könnte durch eine Verbesserung des Designs wesentlich erhöht werden, vorausgesetzt, dass die angesprochenen Probleme tatsächlich technisch gelöst werden. Die befragten NutzerInnen haben jedenfalls zahlreiche konkrete Vorschläge für eine Verbesserung des Designs gemacht. Von großer Bedeutung für die Akzeptanz von Separationstoiletten ist aber auch, ob man über das gesamte Trennsystem und die Konsequenzen der Teilstromtrennung ausreichend informiert ist und dieses System prinzipiell positiv beurteilt.

Trennung von Grau- und Schwarzwasser im Haus: Bei dieser Variante erfolgt eine Trennung von WC- und allen sonstigen Haushaltsabwässern. Ein wesentlicher Vorteil dabei ist, dass die großen Mengen an Grauwasser mit verhältnismäßig geringem Aufwand in einer dezentralen Kläranlage (konventionell oder Pflanzenkläranlage) behandelt werden können. Diese Variante stand sowohl in Schaching als auch in Schweinberg zur Diskussion und wurde in beiden Fällen von der Bevölkerung sehr positiv bewertet (attraktivste bzw. zweitattraktivste Option). Selbst für Personen aus landwirtschaftlichen Betrieben war diese Variante relativ attraktiv (jeweils an zweiter Stelle nach Senkgrube). Zu erklären ist der große Anklang, den diese Variante in Wallsee fand, vor allem mit drei Argumenten: (1) im Kostenvergleich schneidet die Variante sehr gut ab; (2) die Option profitiert vom positiven Image der Pflanzenkläranlage, in beiden Fällen wurde die Trennvariante in Kombination mit einer Pflanzenkläranlage für die Reinigung des Grauwassers diskutiert, (3) rund ein Drittel der Haushalte in Wallsee verfügt bereits über eine Trennung von Grau- und Schwarzwasser, die Variante ist also im Ort bekannt und hat sich offensichtlich bewährt.

Die geringste Bereitschaft, von den bislang bestehenden Lösungen abzugehen, finden wir bei den befragten LandwirtInnen. In so gut wie allen Fällen plädiert diese Gruppe für die Beibehaltung bzw. die leichte bauliche Adaption der vorhandenen Jauche- und Senkgruben. LandwirtInnen sind mit der Abwasserfrage nicht nur privat, sondern seit vielen Generationen gewissermaßen auch professionell befasst und sehen aus dieser beruflichen Perspektive am wenigsten Grund für eine Veränderung (rechtliche Aspekte wurden in den Diskussionen nur am Rande angesprochen).

Im Rahmen der Gruppendiskussionen hat sich auch gezeigt, dass die Bevölkerung den Kosten der verschiedenen Varianten zwar einen hohen Stellenwert beimisst, die geäußerten Präferenzen letztlich aber nur zum Teil durch die prognostizierten Kosten beeinflusst werden. Beispielsweise werden befürchtete Komfortverluste selbst durch deutliche Kostengewinne nicht wettgemacht. Generell sind auch die entsprechend den einschlägigen Richtlinien

angesetzten Kosten für die betroffenen BürgerInnen nicht immer plausibel. Dieser Problembereich ist auch aus der Planungspraxis bekannt: Für die direkt Betroffenen sind v.a. die betriebswirtschaftlichen und nicht die volkswirtschaftlichen Kosten relevant (siehe auch Kap. 5).

Weiters haben die gegenständlichen Untersuchungen gezeigt, dass die betroffenen BürgerInnen an Planungs- und Entscheidungsprozessen interessiert und zu einem großen Ausmaß dazu bereit sind, sich an Veranstaltungen zum Thema aktiv zu beteiligen. Das lässt sich nicht nur an der Beteiligung an den im Projekt durchgeführten Veranstaltungen ablesen, sondern auch an den Ergebnissen der schriftlichen Befragungen. Ein wesentliches Element zur Erzielung von Akzeptanz ist daher eine frühzeitige Einbindung der betroffenen NutzerInnen in den Planungsprozess.

4 RANDBEDINGUNGEN

4.1 Hygiene

4.1.1 Hygienische Aspekte der Verwertung von Abwasser bzw. dessen Teilströmen

4.1.1.1 Seuchenhygienisches Risikopotential des Abwassers

Bereits die antiken Ärzte erkannten auf Grund ihrer sorgfältigen Kasuistiken die Bedeutung des Wassers als einen wesentlichen Übertragungsfaktor sogenannter epidemischer Krankheiten. Die Gefahren der Verbreitung von Krankheiten durch Wasser wurden in dem Augenblick besonders offensichtlich, als man zunehmend begann, in Siedlungen und Städten zentrale Einrichtungen zur Wasserver- und -entsorgung der Bevölkerung zu schaffen. V.a. durch Abwässer kontaminierte Oberflächenwässer und Trinkwässer wurden als Ursache für das Auftreten von Infektionskrankheiten erkannt, wenngleich Mikroorganismen als die eigentlichen Verursacher noch unbekannt waren (Pichler-Semmelrock et al., 2000).

Im kommunalen Rohabwasser sind neben den organischen und anorganischen Inhaltsstoffen auch Mikroorganismen (Viren, Bakterien, Einzeller, Pilze, parasitische Würmer) vorhanden, die von menschlichen und tierischen Ausscheidungen stammen und Infektionskrankheiten verursachen können. Lange Zeit war man der Ansicht, dass entweder einzelne Reinigungsschritte oder die Gesamtheit des Reinigungsprozesses in der Lage seien, diese pathogenen Agenzien aus dem Abwasser zu entfernen. Die Ergebnisse zahlreicher Studien haben aber gezeigt, dass dies nicht zutrifft. Konventionelle Abwasserreinigungsanlagen nach Stand der Technik mit mechanischer und biologischer Reinigung und auch Pflanzenkläranlagen sind in der Lage, die Konzentrationen an Fäkalcoliformen um rund 2 Log-Stufen zu vermindern. Durch weitere Behandlungsverfahren (Flockung, Fällung) kann eine weitere Verminderung dieser Fäkalbakterien um 1 bis 2 Zehnerpotenzen erreicht werden. Auch in Schönungsteichen mit ausreichenden Aufenthaltszeiten können ähnliche Reduktionsraten erwartet werden. Eine Verminderung des Anteils an Fäkalbakterien um 2 Log-Stufen oder anders ausgedrückt um 99% lässt eine weitgehende Elimination von Krankheitserregern vermuten. Wenn man von einer Belastung des Rohabwassers von $10^6 - 10^8$ Fäkalcoliformen/100 ml ausgeht, so entspricht dies noch immer einer Ablaufbelastung von $10^4 - 10^6$ Fäkalcoliformen/100 ml. Weiters ist zu berücksichtigen, dass es sich bei dieser Reduktion nicht um eine Abtötung der vorhandenen Mikroorganismen handelt und die Differenz aus Zulauf und Ablauf im anfallenden Klärschlamm wiederzufinden ist. Aus diesen Gründen kann zusammenfassend festgehalten werden, dass bei der herkömmlichen Abwasserreinigung nach Stand der Technik ohne den Einsatz zusätzlicher Hygienisierungsverfahren eingebrachte Krankheitserreger nicht ausreichend eliminiert werden und in Klärschlamm und Anlagenabläufen nachgewiesen werden können. Die Reinigungsleistung in der Abwasserreinigung im Hinblick auf die Elimination von Mikroorganismen bzw. Krankheitserregern (Erreger fäkal-oral übertragbarer Erkrankungen) ist äußerst unzureichend, sodass eine seuchenhygienische Unbedenklichkeit des anfallenden gereinigten Abwassers und des Klärschlammes nicht vorliegt. Dies bedeutet, dass auch gereinigtes Abwasser und Klärschlamm geeignet sind, Infektionskrankheiten auf Mensch und Tier zu übertragen, wenn notwendige seuchenhygienische Anforderungen nicht beachtet werden. Mikrobiologische Analysen von Abwasserproben stellen ein Spiegelbild des Infektionsgeschehens im Einzugsgebiet dar. In zahlreichen Studien sind derartige epidemiologische Zusammenhänge

dokumentiert (Mascher et al., 1996; Mascher, 1998; Höglund, 2001).

Aus diesen Gründen werden im Bedarfsfall (z.B. Erreichung einer seuchenhygienischen Unbedenklichkeit zur landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm) Hygienisierungs- oder Entseuchungsverfahren eingesetzt. Als geeignete Verfahren sind die Schlammpasteurisierung, die aerob-thermophile Schlammbehandlung, die Behandlung mit Kalk, die Kompostierung und Vererdung und die Langzeitlagerung zu nennen. Auch für gereinigte Abwässer besteht grundsätzlich die Möglichkeit einer Desinfektion, wobei v.a. die UV-Strahlung eingesetzt wird. Allerdings wird sich der Einsatz der Abwasserdesinfektion auf ganz spezifische Bereiche beschränken (z.B. Bewässerung, Badenutzung, Viehtränke).

Abb. 4.1.1.1-1 zeigt eine vereinfachte Darstellung der Infektionskreisläufe von Erregern über das Abwasser bzw. der Verwertung von Klärschlamm in Landwirtschaft und Gartenbau.

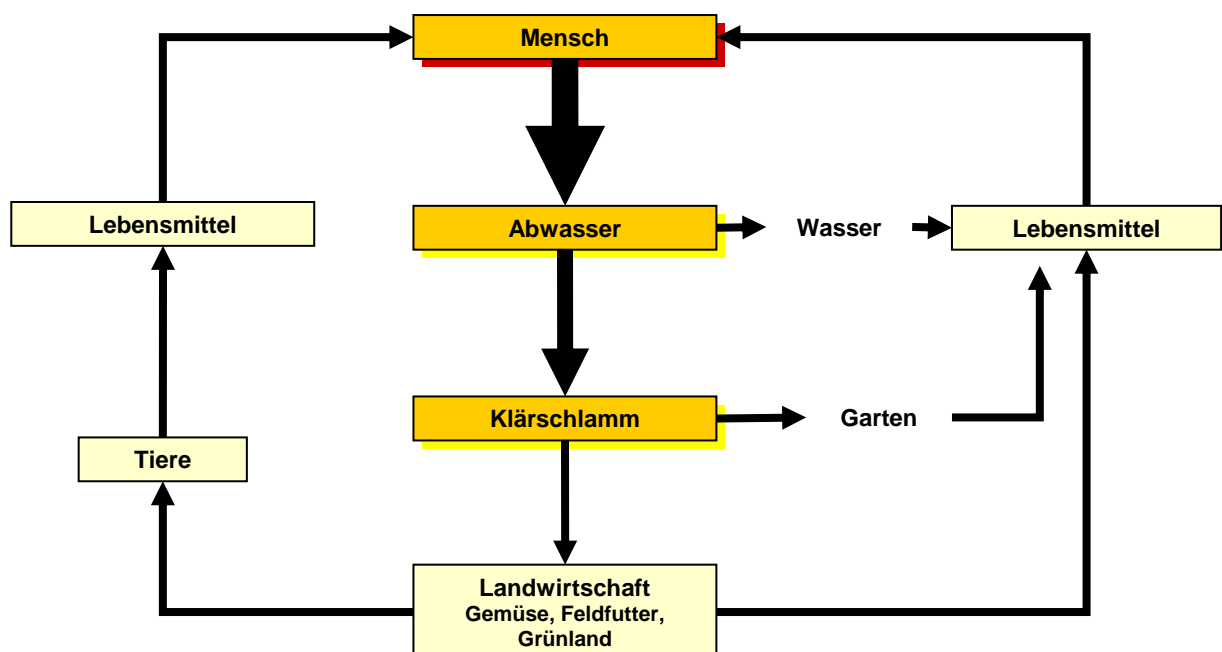


Abb. 4.1.1.1-1. Infektionskreisläufe von Erregern über das Abwasser bzw. der Verwertung von Klärschlamm in Landwirtschaft und Gartenbau

4.1.1.2 Seuchenhygienische Bewertung der Teilströme des Abwassers

Braunwasser: Der überwiegend größte Teil der Mikroorganismen und speziell Erreger von Infektionskrankheiten stammen aus den Fäzes von Mensch und Tier. Einerseits ist der Darm von Mensch und Tier physiologisch sehr dicht besiedelt und andererseits stellen gastrointestinale Erkrankungen und die Ausscheidung deren Erreger aus allen Mikroorganismengruppen die Haupteintragsquelle von Krankheitserregern ins Abwasser dar. Fäkal-oral übertragbare Krankheiten stehen somit im Vordergrund, wobei bei den einzelnen Erregern hinsichtlich ihres hygienischen Risikopotentials ihre Virulenz, der Infektionsweg und ihr Vermögen in der Umwelt zu persistieren oder eventuell sich sogar zu vermehren zu berücksichtigen sind.

Virale Erreger sind v.a. in Entwicklungsländern als Hauptverursacher von gastrointestinalen Infektionen anzusehen, haben aber sicherlich auch in Mitteleuropa das höchste hygienische Risikopotential. Wenn auch diese Infektionen in Mitteleuropa im Vergleich zu Entwicklungsländern nicht im vergleichbaren Umfang auftreten, so ist das

Erregerpotential jedenfalls vorhanden und die geringere Durchseuchung nur darauf zurückzuführen, dass in Mitteleuropa durch eine geordnete Abwasserentsorgung und einen allgemein höheren Hygienestandard Infektionswege unterbrochen werden. Vernachlässigt oder entfernt man diese Infektionsbarrieren, so muss auch in Mitteleuropa mit einem signifikanten Anstieg derartiger Infektionen gerechnet werden. Auch bei Gastroenteritiden, bei denen kein Erreger isoliert werden konnte, wird angenommen, dass es sich zum überwiegenden Teil um virale Erreger handelt. Die häufigsten im Abwasser und Klärschlamm vorgefundenen Viren sind Enteroviren, Hepatitis A, Rotaviren, Noroviren, Adenoviren u.a. Noroviren stellen einen der wichtigsten Erreger von Enteritiden in Mitteleuropa dar mit wiederkehrenden Ausbrüchen. In Deutschland stellen Ausbrüche verursacht durch Noroviren eine meldepflichtige Erkrankung dar mit 50.000 gemeldeten Fällen für 2002 (Amt der Stmk Landesregierung, 2004). Hinsichtlich der Virulenz ist den meisten Viren gemein, dass sie zum Unterschied zu den meisten Bakterien eine sehr niedrige Infektionsdosis besitzen, die bei vielen Arten unter 10 Partikel liegt. Die Mehrzahl der Viren erweist sich in allen Umweltmedien als recht stabil, wobei die Persistenz in der Umwelt von Einflussgrößen wie Temperatur (im Winter bleiben Viren erheblich länger infektiös als bei höheren Temperaturen im Sommer), pH-Wert, Wassergehalt, Sonnenlicht und antagonistischen Effekten beeinflusst wird. In Oberflächengewässern, Abwasser, Klärschlamm und Boden können sie Wochen bis Monate infektiös persistieren.

Bakterien sind die am besten untersuchte Gruppe von enteritischen pathogenen Mikroorganismen im Abwasser. Sie werden mit den Fäzes in Größenordnungen von $>10^8$ pro Gramm ausgeschieden und sind ubiquitär in allen Abwässern und abwasserbelasteten Oberflächengewässern anzutreffen. *Escherichia coli* bzw. Fäkalcoliforme sowie fäkale Streptokokken dienen als Indikatororganismen für enteritische Erreger, da sie mit relativ einfachen Methoden nachzuweisen sind. Viele Studien haben aber hier deutliche Grenzen für Indikatormodelle und die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Organismen aufgezeigt, da die Persistenz in der Umwelt häufig geringer ist als die vieler enteritischer Krankheitserreger v.a. Erreger aus anderen Gruppen wie z.B. Viren und Parasiten. Als wichtigste bakterielle Erreger fäkal-oral übertragbarer Krankheiten sind Salmonellen, Shigellen, *Campylobacter*, *Helicobacter*, pathogene *Escherichia coli* (EHEC 0157), *Aeromonaden*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium tuberculosis* u.a. zu nennen. Hinsichtlich ihrer Persistenz in der Umwelt sind große Unterschiede festzustellen. Sehr resistente Arten wie Mykobakterien, Listerien und Yersinien mit Überlebenszeiten von Monaten stehen sehr kurzlebige Arten wie *Campylobacter*, *Shigella* und *Leptospira* mit nur wenigen Tagen Persistenz in der Umwelt gegenüber. Bei den sehr häufig vorzufindenden Salmonellen variiert die Taenizität je nach Spezies, Medium und Umweltbedingungen von wenigen Tagen bis zu mehreren Monaten. In einigen Studien wird sogar eine Vermehrung z.B. im anaeroben Schlamm und kompostierten Klärschlamm beschrieben. Auch bei den Bakterien spielen Einflussgrößen wie Temperatur, Feuchtigkeit, pH-Wert, organische Inhaltsstoffe, Sonnenlicht und Konkurrenz für ihre Persistenz eine wesentliche Rolle.

Protozoen gehören auch in industrialisierten Ländern zu bedeutenden Verursachern von Durchfallerkrankungen, die über den Trinkwasserpfad ausgelöst werden. Insbesondere Immungeschwächte wie HIV-infizierte Personen sind besonders betroffen, bei denen die Erkrankungen auch letal verlaufen können. Die Infektiösität aller Protozoen ist sehr hoch, schon wenige Organismen können für eine Infektion ausreichen. Am häufigsten weltweit sind Infektionen mit *Giardia lamblia*. Die Prävalenz der Giardiasis beträgt 2-5% in Industrienationen und 20-30% in Entwicklungsländern. Mit den Fäzes werden bis zu 900 Millionen Cysten pro Tag ausgeschieden. Von ebenso großer Bedeutung sind Trinkwasserepidemien verursacht durch *Cryptosporidium parvum*, wodurch z.B. bei der Milwaukee-Epidemie mehr als 400.000 Menschen betroffen waren. Sowohl *Cryptosporidium*-Oocysten wie auch *Giardia*-Cysten werden in Abwässern in teilweise sehr hohen Konzentrationen ($>10.000/L$) nachgewiesen. In Zuläufen deutscher Kläranlagen wurden bis zu 130.000 Cysten/L nachgewiesen. Über das Verhalten von Protozoen bzw. deren Dauerformen in der Umwelt liegen wohl auf Grund der

aufwendigen und schwierigen Nachweisverfahren nur spärliche Informationen vor. Die vorhandenen Daten machen aber deutlich, dass Protozoen und hier v.a. deren Dauerformen, Wochen bis zu über einem Jahr in Oberflächenwässern, Abwässern, Schlämmen und Böden infektiös bleiben können. Außerdem muss davon ausgegangen werden, dass diese Dauerformen weniger durch Umweltfaktoren beeinflusst werden als z.B. Bakterien. Weitere wichtige Vertreter sind *Entamoeba histolytica*, welches bevorzugt in subtropischen und tropischen Klimaten Durchfälle mit sehr schweren Krankheitsverläufen verursacht. *Toxoplasma gondii*, der Erreger der Toxoplasmose, wurde 1995 erstmals als Verursacher einer trinkwasserbedingten Epidemie beschrieben. Ausgangspunkt war fäkal kontaminiertes Oberflächenwasser. Über das Vorkommen und Verhalten von *Toxoplasma gondii* im Abwasser liegen so gut wie keine Untersuchungsergebnisse vor, mit einem regelmäßigen Auftreten muss aber gerechnet werden.

Infektionen mit **parasitischen Würmern** sind v.a. in der dritten Welt sehr verbreitet, aber auch in gemäßigten Klimazonen von großer Bedeutung. Studien über das Vorkommen von Wurmeiern in deutschen Kläranlagen berichten vom Nachweis von *Ascaris* in 67%, *Toxocara* in 12%, *Taenia* in 10%, *Enterobius* in 4% und *Trichiuris* in 2% aller Rohwasserproben. Bei Weidevieh traten in der Vergangenheit häufig Infektionen durch Wurmeier auf (v.a. *Taenia*), die durch Aufbringung menschlicher Fäkalien als Dünger verursacht wurden. Urlaubsrückkehrer aus Entwicklungsländern, Fremdarbeiter und Asylwerber stellen eine potentielle Quelle auch für „exotische“ Wurmerkrankungen dar. Wurmeier zählen zu den resistentesten Organismen, die im Abwasserpfad nachgewiesen werden können. Einige Arten wie *Ascaris* und *Toxocara* können über mehrere Jahre im Boden und Schlamm lebensfähig bleiben. Allerdings können Wurmeier auf Grund ihres im Vergleich zu den anderen Mikroorganismengruppen hohen Gewichtes in konventionellen Kläranlagen effektiv schon durch Sedimentationsprozesse aus dem Abwasser eliminiert werden, befinden sich dann aber konzentriert im Klärschlamm.

Gelbwasser: Der Urin in der Blase eines gesunden Menschen ist grundsätzlich keimfrei. Bei der Blasenentleerung werden hauptsächlich Bakterien von der Haut und den Schleimhäuten vom Urin aufgenommen und ausgeschieden, trotzdem enthält der Urin meist weniger als $10^3 - 10^4$ Bakterien/ml, welche aber normalerweise aus der physiologischen Flora des Menschen stammen und keine obligaten Krankheitserreger darstellen. Bei Harnwegsinfektionen, die zum überwiegenden Teil durch *Escherichia coli* verursacht werden, steigt der Bakteriengehalt im Urin signifikant an.

Einige **virale Erreger** können über den Urin ausgeschieden werden. Hier sind zu nennen das Cytomegalovirus (CMV), Hepatitis (HVA und HVB), Polioviren (JCV und BKV) und Adenoviren. Über virale Erreger aus dem Urin und urinal-orale Infektionen gibt es aber nur einige wenige Berichte, da dieser Infektionsweg sehr unwahrscheinlich ist. Lediglich über Hepatitis A gibt es Literaturberichte betreffend einer Kontamination von Salat über Urin und einem dadurch verursachten Ausbruch über den Genuss dieser kontaminierten Lebensmittel.

Unter den **Bakterien**, die über den Urin ausgeschieden werden, sind die Salmonellen und Leptospiren zu erwähnen. Aber auch für diese Erreger ist der urinal-orale Infektionspfad über Lebensmittel und Wasser unwahrscheinlich oder zumindest im Vergleich zu fäkal-oralen Infektionen von sehr untergeordneter Bedeutung. Nicht vernachlässigt sollte der direkt urinal-orale Infektionsweg beim Hantieren mit Abwasser werden, wobei Arbeiter in Kläranlagen und Landwirte beim Ausbringen von Wirtschaftsdünger als Risikogruppen zu nennen sind. Auch *Mycobacterium tuberculosis* kann mit dem Urin ausgeschieden werden, wird aber durch Tröpfcheninfektion von Mensch zu Mensch übertragen. Es gibt noch weitere opportunistische Erreger, die mit dem Urin ausgeschieden werden, ihre Übertragungsmöglichkeit ist aber im Vergleich zu anderen Infektionsquellen von sehr untergeordneter Bedeutung oder überhaupt auszuschließen.

Von den **Protozoen** werden die Microsporidien sowohl über Fäzes als auch mit dem Urin ausgeschieden. Dieser Erreger ist v.a. für Immungeschwächte wie z.B. HIV-positive von

großer Bedeutung.

Unter den **parasitischen Würmern** ist *Schistosoma haematobium*, der Pärchenegel und Erreger der Bilharziose, als Erreger einer klassischen Tropenkrankheit zu erwähnen. Dabei handelt es sich aber wie schon erwähnt um eine Parasitose, die ausschließlich in den Tropen vorkommt und nicht in Europa.

Im **Grauwasser**, welches grundsätzlich kein Braunwasser und Gelbwasser enthält und aus den Abflüssen in Küche und Bad gespeist wird, ist folglich ebenfalls eine deutlich geringere mikrobielle Belastung zu erwarten als im Braunwasser. Trotzdem zeigen Untersuchungen immer wieder, dass die Kontamination mit fäkalen Mikroorganismen erheblich sein kann.

Aus den obigen Ausführungen geht klar hervor, dass von den Abwasserteilströmen Braunwasser, Gelbwasser und Grauwasser ganz eindeutig das Braunwasser das höchste hygienische Risikopotential beherbergt und der Urin vergleichsweise gering mit Krankheitserregern kontaminiert ist. Obwohl dem Grauwasser normalerweise keine Fäkalien zugeführt werden finden sich im Grauwasser gelegentlich sehr hohe Konzentrationen an Mikroorganismen. Weiters ist zu berücksichtigen, dass alternative Konzepte der Abwasserbehandlung und –verwertung auch alternative Infektionswege eröffnen können (Bitton, 1994; Höglund, 2001; Mathys, 1998; Mascher et al., 1996; Lücke, 2003; Ottosson, 2003; Fane, 2003).

4.1.1.3 Hygienische Bewertung und Erfahrungsberichte durchgeführter bzw. laufender Projekte mit getrennter Behandlung und Verwertung von Abwasserteilströmen.

Die Nutzung menschlicher und tierischer Exkremente als Dünger in der Landwirtschaft ist so alt wie die Landwirtschaft selbst. Auch die getrennte Sammlung von Urin hat in verschiedenen Kulturen lange Tradition. Auch in jüngster Zeit wurde im Rahmen von alternativen Abwasserprojekten u.a. die Urinseparation zum Zwecke der landwirtschaftlichen Nutzung und Rückführung der enthaltenen Pflanzennährstoffe in den natürlichen Kreislauf wiederentdeckt. Motivation dafür ist sicherlich der hohe Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen. Während der Volumenanteil des Urins an der Gesamtmenge des Abwassers weniger als 1% beträgt, beinhaltet der Urin ca. 80% des Stickstoffs, ca. 60% des Kaliums und ca. 40% des Phosphors des Abwassers (siehe Kap. 2.1).

In Europa sind die Projekte in Skandinavien und hier insbesondere in Schweden und ein Projekt in Deutschland zu nennen, was Erfahrungen und wissenschaftliche Erkenntnisse mit der Urinseparation und getrennten Verwertung und Behandlung der Abwasserteilströme betrifft. Außerdem herrschen zwischen diesen Ländern und Österreich gewisse klimatische Ähnlichkeiten und auch die Infektionslage ist vergleichbar.

In Schweden beispielsweise wurden neuzeitig in sogenannten Ökodörfern alternative Abwasserprojekte mit Urinseparation und getrennter Verwertung und Behandlung der Abwasserteilströme installiert und entsprechend wissenschaftlich begleitet. Diesbezüglich wird insbesondere auf die Publikationen von Höglund und Mitarbeiter verwiesen (Höglund et al., 1998, 1999, 2002; Schönning et al., 2002, 2003; Niederste-Hollenberg et al., 2002). Aus hygienischer Sicht sind bei der Urinseparation die mögliche Anwesenheit von Krankheitserregern und deren Verbreitung über die Nahrungskette u.a. Infektionspfade zu berücksichtigen. Wenn auch der Urin gesunder Menschen mikrobiologisch unbedenklich ist, so muss im Sinne eines vorbeugenden Gesundheitsschutzes trotzdem eine Kontamination mit Krankheitserregern durch erkrankte oder latent infizierte Personen sowie über Verunreinigungen mit Fäkalien bei

der Separation berücksichtigt werden. Die Studien in Schweden haben gezeigt, dass im praktischen Betrieb sehrwohl eine Verunreinigung des separierten Urins mit Fäzes gegeben ist. Bei diesen Studien hat sich herausgestellt, dass die klassischen Fäkalindikatorbakterien *Escherichia coli* und fäkale Streptokokken auf Grund ihrer raschen Inaktivierung im Urin (*E.coli*) bzw. ihrer Vermehrung im System oder in Biofilmen (fäkale Streptokokken) wenig geeignet sind, solche Verunreinigungen nachzuweisen. Es wurde daher die Eignung von fäkalen Sterolen und hier insbesondere Coprostanol erprobt und zumindest als zusätzlicher Parameter zu den bakteriellen Fäkalindikatoren empfohlen. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass der methodische Aufwand für die Analyse von fäkalen Sterolen ungleich höher ist als der Nachweis von Indikatorbakterien. Um das hygienische Risikopotential beurteilen zu können, ist es erforderlich das Verhalten der Krankheitserreger im Urin bei unterschiedlichen Bedingungen zu kennen. Höglund und Mitarbeiter haben festgestellt, dass Viren sehr lange im gesammelten Urin persistieren können, wobei die Temperatur die wesentlichste Einflussgröße darstellt. Für eine Inaktivierung von 90% der Viren (T_{90}) werden bei 20°C 35 Tage, bei 5°C aber 172 Tage angegeben. Bakterien erwiesen sich nicht so umweltresistent wie die Viren. Gramnegative Bakterien wie *Escherichia coli*, Salmonellen, *Pseudomonas aeruginosa* waren innerhalb eines bis weniger Tage inaktiviert. Fäkale Streptokokken verhielten sich sehr variabel abhängig von den unterschiedlichen Bedingungen (Temperatur, pH, Verdünnungsfaktor) mit Inaktivierungszeiten (T_{90}) von wenigen Tagen bis Wochen. Sporenbildende Bakterien (*Clostridium perfringens*) zeigten nahezu keine Reduktion innerhalb von 80 Tagen. Die T_{90} betragen für Protozoen (*Cryptosporidium parvum*) 5 (bei 20°C) bis 29 Tage (bei 4°C) bei einem pH von 9,0. Für parasitische Würmer wie beispielsweise *Ascaris* werden sehr unterschiedliche Reduktionsraten von wenigen Stunden bis mehrere Wochen in der Literatur angegeben.

Zusammenfassend wurde festgestellt, dass die Persistenz von Mikroorganismen im Urin sehr komplex zu beurteilen ist und die zeitliche Variation auf Bedingungen wie die Temperatur (die meisten Mikroorganismen korrelieren positiv), den pH-Wert (je weiter sich der pH-Wert von 7 entfernt desto schneller sterben Mikroorganismen ab) und der Verdünnung mit Wasser (je konzentrierter der Urin ist desto weniger persistieren Mikroorganismen) zurückzuführen ist. Aufgrund der Untersuchungsergebnisse im Rahmen der schwedischen Studien wird zur Hygienisierung von Urin eine Lagerungszeit von mindestens 6 Monaten empfohlen.

Im Rahmen einer quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung wurden verschiedene Szenarien einer näheren Beurteilung unterzogen. Es wurden eine orale Aufnahme von nicht gelagertem Urin beim Hantieren mit den Urintanks oder bei Reparaturarbeiten, die Aufnahme von gelagertem Urin z.B. beim Ausbringen durch den Landwirt und die Inhalation von Urinaerosolen beim Ausbringen auf landwirtschaftliche Flächen angenommen. Die Risikoabschätzung dieser angenommen „worst case“-Szenarien erbrachte generell ein sehr niedriges Infektionsrisiko ($>10^3$ je Exposition) ausgenommen mögliche Infektionen mit Rotaviren bei nicht gelagertem oder bei sehr niedrigen Temperaturen (4°C) gelagertem Urin. Eine weitere Minimierung des Risikos kann durch entsprechende Empfehlungen für Verhaltensweisen und Vorsichtsmaßnahmen beim Hantieren mit dem Urin erreicht werden.

Ein weiteres Projekt der Teilstrombehandlung und Verwertung mit entsprechender wissenschaftlicher Begleitung ist das Projekt Lamberts-mühle in Deutschland (Otterpohl et al., 2000; Oldenburg et al., 2002, Bastian et al., 2005). Hier wird Urin separiert, das Braunwasser über Filtersacksysteme in Feststoffe und Flüssiganteil aufgetrennt, wobei der Feststoffanteil kompostiert und das Filtersackfiltrat zusammen mit dem Grauwasser einer Pflanzenkläranlage zugeführt wird. Es ist ein relativ junges Projekt wobei Ergebnisse der begleitenden wissenschaftlichen Studien ab Herbst 2001 vorliegen. Die begleitenden hygienischen Kontrollanalysen (Tuschewitzki, 2003) erbrachten erhebliche Kontaminationen des Urins bis 10^4 /ml mit dem Fäkalindikator *Escherichia coli* schon beim Zulauf zum Gelbwasserspeicher, aber auch im Gelbwasserspeicher selbst, was auf Verunreinigungen mit Fäkalien bei der Separation hinweist. Die Schwankungen im

Speicher können durch eine teilweise durchgeführte Säurebehandlung und Absenkung des pH-Wertes auf 3 erklärt werden. Ebenfalls als erheblich mit Fäkalbakterien kontaminiert erwies sich das Grauwasser mit Konzentrationen an Escherichia coli bis 10^6 /ml. Eine Analyse des kompostierten Inhalts der Filtersäcke hat ebenfalls eine hohe bakterielle Belastung auch mit Fäkalindikatoren ergeben. Gemäß einer aktuellen Untersuchung von Rechenburg (2005) erbrachte eine Langzeitrotte der Filtersäcke eine deutliche Reduktion von Indikatorbakterien (Escherichia coli). Allerdings ist dazu zu bemerken, dass sich diese Aussagen auf stichprobenartige Produktuntersuchungen stützen und keine statistisch abgesicherte Verfahrenskontrolle darstellen. Zusammenfassend wurde festgestellt, dass die Teilströme des Abwassers auch nach teilweiser Behandlung als hygienisch bedenklich zu bezeichnen sind.

Zusammenfassend ist festzustellen:

In Tab. 4.1.1.3-1 wird das **SeuchenHygienisches RisikoPotential** (SHRP) von Abwasser und seinen Teilströmen dargestellt.

	Grundsätzliches SHRP gem. 4.1.1.2	SHRP aus vergleichbaren Projekten gem. 4.1.1.3	Bemerkungen
Schwarzwasser	hoch	hoch	Großteil der Mikroorganismen und Erreger im Speziellen gelangen über Fäkalien in das Abwasser!
Braunwasser	hoch	hoch	
Grauwasser	gering - mäßig	mäßig - hoch	Offensichtlich teilweise hohe Sekundärkontaminationen!
Gelbwasser	gering	mäßig	Offensichtlich Kreuzkontamination bei der Trennung des Gelbwassers!

Tab. 4.1.1.3-1. SeuchenHygienisches RisikoPotential (SHRP) von Abwasser und seinen Teilströmen

- Im Braunwasser/Schwarzwasser sind die höchsten Gehalte an Krankheitserregern und somit das *größte hygienische Risikopotential* zu erwarten. Eine landwirtschaftliche Verwertung des Braunwassers ist daher nur nach verlässlicher Hygienisierung denkbar.
- Obwohl im Grauwasser wesentlich geringere Belastungen mit Fäkalbakterien zu erwarten sind, haben Untersuchungsergebnisse gezeigt, dass die *Belastung mit mikrobiellen Fäkalindikatoren bedeutend* sein kann und annähernd Dimensionen erreicht werden können, wie sie im Braunwasser vorzufinden sind. Auch eine Behandlung mittels Pflanzenkläranlagen bringt keine ausreichende Reduktion der Mikroorganismen. Für eine Verwendung z.B. zur Bewässerung sind ebenfalls geeignete Hygienisierungsverfahren erforderlich.
- Im Gelbwasser sind grundsätzlich die niedrigsten Gehalte an hygienisch relevanten Mikroorganismen zu erwarten. Trotzdem hat sich gezeigt, dass in der praktischen Anwendung offensichtlich durch Verunreinigungen bei der Trennung von Gelb- und Braunwasser erheblich Gehalte an Fäkalindikatoren anzutreffen sind.
- Daraus geht klar hervor, dass *ohne Einsatz geeigneter Hygienisierungsmaßnahmen ausnahmslos keine landwirtschaftliche Verwertung* der Teilströme des Abwassers mit einem tolerierbaren hygienischen Risiko möglich ist.
- Bei der Verwertung der Teilströme ist auf die *Art der jeweiligen Kulturen* einzugehen. Bei pflanzlichen Nahrungsmitteln, die roh verzehrt werden, sind beispielsweise strengere Maßnahmen zu setzen, weiters ist die Zeit zwischen der

letzten Ausbringung (Düngung, Bewässerung) und der Ernte ebenfalls ein wichtiger Faktor.

- Weiters ist zu berücksichtigen, dass **Infektionsrisiken nicht nur über den Nahrungsmittelpfad bestehen, sondern auch das Hantieren mit den Abwasserteilströmen beim Trennen, Behandeln und Verwerten Risiken für die betroffenen Personen bergen können.** Weiters sind Infektionen von Dritten z.B. durch entstehende Aerosole bei der landwirtschaftlichen Verwertung sowie eine Infektion von Wildtieren möglich.

4.1.2 Qualitative hygienische Bewertung der gegenständlichen Abwasserentsorgungskonzepte.

Aus den allgemeinen Betrachtungen in den Kapiteln 4.1.1.1 und 4.1.1.2 ist ersichtlich, dass keiner der Abwasserteilströme ohne Einsatz geeigneter Hygienisierungsmaßnahmen einer direkten Verwertung im Sinne einer Nährstoffrückführung, insbesondere in der Landwirtschaft, mit einem tolerierbaren hygienischen Risiko zugeführt werden kann. Neben den notwendigen Hygienisierungsmaßnahmen sind noch weitere Aspekte, wie z.B. die Art der jeweiligen Kulturen, ob es sich um pflanzliche Nahrungsmittel handelt, die roh verzehrt werden, und die Zeit zwischen der letzten Ausbringung (Düngung, Bewässerung) und der Ernte, zu berücksichtigen. Infektionsrisiken bestehen nicht nur über den Nahrungsmittelpfad, sondern auch das Hantieren mit den Abwasserteilströmen beim Trennen, Behandeln und Verwerten kann Risiken für die betroffenen Personen bergen. Auch sind Infektionen von Dritten z.B. durch entstehende Aerosole bei der landwirtschaftlichen Verwertung sowie eine Infektion von Wildtieren möglich.

Im Folgenden wird eine qualitative Bewertung der einzelnen Konzepte durchgeführt. Eine genaue Darstellung dieser Konzepte findet sich im Kapitel 3.1.3 „Konzeptuelle Planung“.

4.1.2.1 GRUPPE A: Varianten ohne Trennung der Stoffströme

Anschluss an den Bestand oder Errichtung von dezentralen Kläranlagen (A0 und A1).

Diese Variante der Abwasserreinigung und Ableitung der gereinigten Abwässer ist ein konventionelles Verfahren und stellt keine alternative Abwasserreinigung mit einer Verwertung der Nährstoffe dar und bedarf daher keiner detaillierten Beurteilung hinsichtlich der Hygiene. Es wäre lediglich zu prüfen inwieweit der Vorfluter geeignet ist die entsprechenden Abwassermengen aufzunehmen und inwieweit deren Einleitung eine erhebliche Verschlechterung der seuchenhygienischen Qualität bewirken kann und inwieweit dadurch die Eignung des Vorfluter für Fischereiwirtschaft und Bewässerung u.a. beeinträchtigt werden kann.

Senkgrubenentsorgung (A2)

Bei Transport des in dichten Senkgruben gesammelten Wassers in eine zentrale ARA sind keine weiteren Hygieneaspekte zu berücksichtigen; Siehe A0-A1.

Die Ausbringung des in dichten Senkgruben gesammelten Wassers auf landwirtschaftliche Flächen stellt keine alternative Abwasserentsorgung bzw. Verwertung dar, sondern viel mehr die Weiterführung einer bisher geübten Praxis. Außerdem stellt diese Vorgangsweise keine Abwasserreinigung dar und ist daher **nicht Stand der**

Technik und aus hygienischer Sicht grundsätzlich abzulehnen.**4.1.2.2 GRUPPE B: Varianten mit Trennung der Stoffströme*****Trennung von Grau- und Schwarzwasser (B1)***

Schwarzwasser: Das in dichten Senkgruben gesammelte Schwarzwasser soll entweder auf eine Kläranlage oder Biogasanlage zur Übernahme abtransportiert oder direkt in der Landwirtschaft verwendet werden.

Für die erste Möglichkeit sind keine weiteren Hygieneaspekte zu berücksichtigen.

Die Ausbringung des Schwarzwassers auf landwirtschaftliche Flächen stellt keine alternative Abwasserentsorgung bzw. Verwertung dar, sondern viel mehr die Weiterführung einer bisher geübten Praxis. Außerdem stellt diese Vorgangsweise keine Abwasserreinigung dar und ist daher nicht Stand der Technik und aus hygienischer Sicht grundsätzlich abzulehnen.

Alternativ könnte das Schwarzwasser in eine dezentrale Biogasanlage eingeleitet werden: Für eine verlässliche Hygienisierung ist der Betrieb unter thermophilen Bedingungen erforderlich, was bei Kleinanlagen meist nicht der Fall ist. Bei Biogasanlagen im niedrigeren Temperaturbereich (psychrophil und mesophil) sind weitere nachgeschaltete Hygienisierungsmaßnahmen erforderlich. Siehe dazu auch Kapitel 2.3.

Grauwasser: Das Grauwasser soll vor Ort mittels einer Pflanzenkläranlage oder Tropfkörper gereinigt werden oder in einem Grauwasserspeicher gesammelt und zur Verdünnung der Gülle verwendet werden.

Die Reinigung von Grauwasser mittels Pflanzenkläranlagen oder Tropfkörperanlagen führt zu keinem seuchenhygienisch unbedenklichen Produkt. Die Eignung des Vorfluters zur Aufnahme der gereinigten Abwässer wäre zu prüfen (erhebliche Verschlechterung der seuchenhygienischen Qualität, fischereiwirtschaftliche Aspekte, Bewässerung u.a.). Die Verwendung des Grauwassers zur Verdünnung der Gülle ist analog der Ausbringung von Schwarzwasser auf landwirtschaftliche Flächen zu beurteilen.

Trennung von Urin (B2)

Im Gelbwasser sind grundsätzlich die niedrigsten Gehalte an hygienisch relevanten Mikroorganismen zu erwarten. Trotzdem hat sich gezeigt, dass in der praktischen Anwendung offensichtlich durch Verunreinigungen bei der Trennung von Gelb- und Braunwasser erheblich Gehalte an Fäkalindikatoren anzutreffen sind. Die *Langzeitlagerung* von mindestens 6 Monaten stellt ein erprobtes Hygienisierungsverfahren dar (siehe Kap. Risikomanagement).

Trennung von Grau-, Braun- und Gelbwasser (B3)

Bezüglich Grau- und Gelbwasser siehe B1 und B2.

Braunwasser: *Für das Braunwasser sind folgende Behandlungsvarianten vorgesehen:*

Sammlung in Senkgruben und Abtransport in eine zentrale Kläranlage bzw. bei Landwirten landwirtschaftliche Verwertung (B3a):

Es gelten die gleichen Aussagen wie für Schwarzwasser (siehe B1).

Behandlung in einer zentralen Biogasanlage (B3a (G)):

Für eine verlässliche Hygienisierung ist der Betrieb unter thermophilen Bedingungen

erforderlich. Die Einbringung des Braunwassers in eine zentrale thermophil betriebene Biogasanlage lässt ein seuchenhygienisch unbedenkliches Endprodukt erwarten. Bei Biogasanlagen im niedrigeren Temperaturbereich (psychrophil und mesophil) sind weitere nachgeschaltete Hygienisierungsmaßnahmen erforderlich. Siehe dazu auch Kapitel 2.3.

Sammlung in Rottebehältern mit Rottesack (B3b) und

anschließender Eigenkompostierung B3b (E):

Bei der Eigenkompostierung kann keine ausreichende Hygienisierung gewährleistet werden (siehe dazu auch Kapitel 2.2), sie ist daher aus hygienischer Sicht abzulehnen. Der flüssige Anteil des Braunwassers wird zusammen mit dem Grauwasser mittels Pflanzenkläranlagen gereinigt (siehe dazu B1). Es wird darauf hingewiesen, dass durch den Braunwasseranteil eine wesentliche Aufstockung des Gehaltes an hygienisch relevanten Mikroorganismen erfolgen kann und damit höhere Anforderungen an die Reinigungsanlage gestellt werden.

anschließender Fremdkompostierung B3b (F):

Betreffend der Kompostierung des Inhaltes der Filtersäcke ist ein Kompostierverfahren anzuwenden, welches nachweislich eine ausreichende und sichere Hygienisierung bewirkt (Verfahrenskontrolle) und das Endprodukt ist in regelmäßigen Abständen auf seine seuchenhygienische Unbedenklichkeit zu prüfen (Endproduktkontrolle). Dies ist z.B. bei der Kompostierung in zentralen Kompostieranlagen gegeben, eine Eigenkompostierung ist aus hygienischer Sicht abzulehnen.

Sammlung in einer Komposttoilette (B3c):

Für die Kompostierung der Fäkalien sind wie bei obiger Variante (B3c) die Subvarianten Eigen- und Fremdkompostierung vorgesehen.

Bei der Eigenkompostierung (E) kann keine ausreichende Hygienisierung gewährleistet werden (siehe dazu auch Kapitel 2.2), sie ist daher aus hygienischer Sicht abzulehnen. Eine Fremdkompostierung (F) in einer zentralen Anlage mit Verfahrens- und Endproduktkontrolle wäre auch hier möglich.

Trennung in fest/flüssig mittels Feststoffspeicher (Septic tank) oder Separator (B4):

Trennung mittels Feststoffspeicher (B4a):

Hinsichtlich der Ableitung der flüssigen Phase bzw. der Einbringung des Inhaltes der Septic Tanks in eine Kläranlage sind keine weiteren Hygieneaspekte zu berücksichtigen! Betreffend einer ev. Kompostierung des Inhaltes der Septic Tanks ist ein Kompostierverfahren (Fremdkompostierung) anzuwenden, welches nachweislich eine ausreichende und sichere Hygienisierung bewirkt (Verfahrenskontrolle) und das Endprodukt ist in regelmäßigen Abständen auf seine seuchenhygienische Unbedenklichkeit zu prüfen (Endproduktkontrolle).

Trennung mittels Separator (B4b):

Hier wird das gesamte Abwasser mittels einer Zyklone in die feste und die flüssige Fraktion getrennt. Die flüssige Fraktion wird in einer Pflanzenkläranlage gereinigt und die feste Fraktion soll eigen- oder fremdkompostiert werden. Hinsichtlich der hygienischen Bewertung siehe B3c/d.

4.1.3 Maßnahmen zur Risikominimierung (Risikomanagement)

Die qualitative hygienische Beurteilung der Abwasserteilströme hat gezeigt, dass mit den vorgesehenen Verfahren nicht immer, insbesondere bei den Varianten die auf einer Trennung der Stoffströme basieren, eine vollständige Hygienisierung aller Teilströme erfolgen kann. In diesem Kapitel werden Maßnahmen zur Risikominimierung der im vorigen Kapitel qualitativ bewerteten Konzepte diskutiert. Neben Verbesserungen der Verfahrenstechnik, kann das Risiko aber auch durch Maßnahmen bei der Verwertung der Stoffströme (Aufbringungs- und Verwertungseinschränkungen) und bei der Manipulation der Stoffströme (Verhaltensregeln) erfolgen.

4.1.3.1 Verfahrenstechnische Maßnahmen:

Wie schon in den vorangegangenen Kapiteln festgestellt, stellt v.a. die Kompostierung von Braunwasser kein sicheres Hygienisierungsverfahren dar und hier insbesondere die Eigenkompostierung (siehe dazu auch Kapitel 2.2). Eine sachgerechte Kompostierung bedarf standardisierter und konstanter Betriebsbedingungen insbesondere betreffend die Sauerstoffversorgung, den Feuchtgehalt, Strukturmaterial u.a. was einen gewissen Manipulations- und Betreuungsaufwand bedingt, der bei der praktischen Anwendung der Kompostierung nicht immer gewährleistet werden kann, wodurch auch die Qualität des Endproduktes des Kompostiervorganges nicht gewährleistet ist. Als zusätzliche Hygienisierungsmaßnahme wäre diesbezüglich die **Hygienisierung des anfallenden Kompostes mit Kalk** zu nennen. Die Verwendung von Kalk zur Hygienisierung ist ein relativ einfaches und kostengünstiges Verfahren. Der Hygienisierungseffekt des Kalkes beruht einerseits in der Entwicklung hoher Temperaturen bei der Reaktion von Calciumoxid mit Wasser und andererseits auf der deutlichen Erhöhung des pH-Wertes. So bildet das im Wasser dissoziierte Calciumhydroxid (Kalkhydrat, gelöschter Kalk) eine kräftige Lauge mit einem pH-Wert von etwa 12,5. Das Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2003) hat basierend auf einer entsprechenden Studie einen Leitfaden für die Praxis zur Hygienisierung von Klärschlamm aus Kleinkläranlagen mit Kalk publiziert. Inwieweit diese Praxis auf Kompost aus Braunwasser direkt angewendet werden kann bzw. welche Verfahrensvarianten dafür notwendig sind wäre zu prüfen. Eine weitere Möglichkeit der **Hygienisierung von Braunwasser könnte die Vererdung in Schilfbeeten** darstellen. Dieses Verfahren wird bereits seit vielen Jahren und mit Erfolg unter dem Begriff der Klärschlammvererdung praktiziert. Diesbezüglich gibt es bereits langjährige Erfahrungen auch in der Steiermark (Berghold und Reinhofer, 1993; Reinhofer und Berghold, 1994; Pauli und Mitarbeiter, 1997). Die Klärschlammvererdung ist eine flächenhafte Methode der Klärschlammvererdung und Stabilisierung in mit Schilf bepflanzten Becken. Das Endprodukt ist ein seuchenhygienisch unbedenkliches, stabilisiertes, humusähnliches Substrat. Die Betriebszeit bis zur Räumung der Becken beträgt ca. 8 bis 10 Jahre, wobei der Hygienisierungseffekt v.a. in einer Langzeitlagerung begründet ist. Wesentlich dabei ist, dass im letzten Betriebsjahr keine Schlammzugabe erfolgt. Inwieweit diese Praxis auch auf Braunwasser direkt angewendet werden kann bzw. welche Verfahrensvarianten dafür notwendig sind, wäre ebenfalls zu prüfen.

Hinsichtlich der Entsorgung gereinigter Abwässer, hier ist in erster Linie an die mittels bepflanzter Bodenfilter gereinigten Grauwässer zu denken, besteht in dezentralen Lagen häufig das Problem, dass keine oder zumindest keine geeigneten Vorfluter zur Verfügung stehen. Gemäß ÖNORM B 2502-1 besteht bei Anlagen bis 50 EGW grundsätzlich auch die Möglichkeit der **Versickerung oder Verrieselung gereinigter Abwässer**. Das Amt der Steiermärkischen Landesregierung hat 1997 in einer Arbeitsgruppe Leitlinien für die Versickerung und Verrieselung biologisch gereinigter Abwässer herausgegeben. Die Verrieselung und Versickerung gereinigter Abwässer stellt sicherlich ein mögliches Gefährdungspotential in toxikologischer als auch in hygienischer Hinsicht dar. Diesbezüglich sind v.a. Einflüsse auf das Grundwasser und damit auf Trinkwasserversorgungsanlagen von besonderer Bedeutung. Eine Abklärung des Sachverhaltes im Einzelfall durch entsprechende Voruntersuchungen betreffend die wasserwirtschaftlichen Vorgaben, der hydrogeologischen Situation, hygienischer Aspekte und einer bodenmechanischen Beurteilung ist daher unerlässlich. 2004 ist der Endbericht der Phase I einer vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Auftrag gegebenen Studie betreffend der „Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Anlagen“ erschienen. Eine Versickerung und Verrieselung gereinigter Abwässer wird als grundsätzlich möglich bewertet, auf Grund der Variabilität relevanter Parameter (z.B. Bodentyp, Jahreszeiten, Flurabstand, Abwasserqualität, Management der Anlage u.a.) ist aber eine generelle Bewertung mit Unsicherheiten verbunden, wodurch auch diese Studie eine Betrachtung im Einzelfall empfiehlt.

In sensiblen Gebieten bzw. bei Bedarf ist eine Nachbehandlung des gereinigten Abwassers ebenfalls als ein möglicher Lösungsansatz zu betrachten. Nachreinigungsstufen mit **UV-Behandlung zur Hygienisierung** werden in vielen Ländern bereits seit Jahrzehnten praktiziert. Eine derartige Anlage befindet sich beispielsweise am Neusiedlersee, wobei zentral gereinigte Abwässer vor der Einleitung in den Neusiedlersee nachbehandelt werden.

Die Anwendung der **Membranfiltration** in der Abwasserreinigung wird seit einigen Jahren v.a. in der zentralen Abwasserreinigung sehr intensiv diskutiert und auch eingesetzt. Aber auch für Kleinkläranlagen könnte diese Technik ein geeignetes Verfahren zur Nachbehandlung darstellen. Günder und Krath (2000) haben diesbezüglich Überlegungen betreffend Konzeption, Bemessung und Betrieb von Kleinkläranlagen mit Membranfiltration angestellt.

In sensiblen Bereichen, wie beispielsweise bei der Versickerung und Verrieselung und bei Vorflutern mit geringer Wasserführung, können auch die **Kombination unterschiedlicher Reinigungsverfahren** zu einer erheblichen Verbesserung der hygienischen Qualität des gereinigten Abwassers führen. Als Beispiele dafür wären die Nachbehandlung mechanisch biologisch gereinigten Abwassers durch bepflanzte Bodenfilter oder Langsandsandfilter zu nennen.

4.1.3.2 Aufbringungs- und Verwertungseinschränkungen:

Keiner der aufgetrennten Abwasserteilströme ist seuchenhygienisch unbedenklich und bedarf daher bei beabsichtigter Aufbringung und Wiederverwertung in der Landwirtschaft einer weiteren Hygienisierung. Die möglichen Hygienisierungsverfahren sind aber in der praktischen Anwendung nicht ausschließlich sichere Verfahren. Im Sinne eines vorbeugenden Gesundheitsschutzes und eines Multibarrierensystems sind daher generell Aufbringungseinschränkungen zu berücksichtigen. Bei der Verwertung der Teilströme ist auf die Art der jeweiligen Kulturen einzugehen. Bei pflanzlichen Nahrungsmitteln, die roh verzehrt werden, sind beispielsweise strengere Maßnahmen zu setzen, weiters ist die Zeit zwischen der letzten Ausbringung (Düngung, Bewässerung)

und der Ernte ebenfalls ein wichtiger Faktor. **Diesbezüglich kann analog zum ÖWAV – Regelblatt 17 Kapitel 3 „Seuchenhygienische Aspekte der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung“ vorgegangen werden. (siehe Tab. 4.1.3.2-1).**

Eine Aufbringung im privaten Gemüsegarten ist strikt abzulehnen; eventuell können Ziersträucher und Hecken mit hygienisierten Teilströmen gedüngt werden.

Tab. 4.1.3.2-1. Anwendungsempfehlungen für stabilisierten Klärschlamm aus OWAV – Regelblatt 17 Kapitel 3 „Seuchenhygienische Aspekte der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung“

	Nur stabilisiert	Zusätzlich hygienisiert
Weideland, Grünfutter, Mähwiesen	Nein	Ja – keine Nutzung in den folgenden 6 Wochen
Feldfutterpflanzen, Feldfrüchte	Ja – bei Einarbeitung in den Boden vor Aussaat	Ja – keine Ernte während 6 Wochen nach der Ausbringung
Ackerland	Ja - bei Einarbeitung in den Boden	Ja - bei Einarbeitung in den Boden
Am Boden wachsendes Obst und Gemüse	Nein	Nein
Obstbau, Weinbau	Nein	Ja – bei bodennaher Aufbringung 12 Wochen vor der Ernte
Baumschulen und Zierpflanzen	Nein	Ja – bis 6 Wochen vor Verkauf
Öffentlich zugängliche Parks, Grünflächen, Gärten	Nein	Ja
Rekultivierungsflächen	Ja – bei Einarbeitung in den Boden	Ja
Bepflanzung von Bäumen (exklusive Aufforstung)	Ja	Ja

4.1.3.3 Maßnahmen bei der Manipulation

Weiters ist zu berücksichtigen, das Infektionsrisiken nicht nur über den Nahrungsmittelpfad bestehen, sondern auch das Hantieren mit den Abwasserteilströmen beim Trennen, Behandeln und Verwerten Risiken für die betroffenen Personen bergen können (siehe Tab. 3)

Verhaltensregeln für Personen, die mit dem Abwasser und/oder seinen Teilströmen hantieren, sind daher zu erstellen und den betreffenden Personen zur Kenntnis zu bringen. Entsprechende Hinweise dazu können dem ÖWAV-Regelblatt 405 „Arbeitshygienische und arbeitsmedizinische Richtlinien für Abwasseranlagen“ entnommen werden. (siehe Tab. 4.1.3.3-1).

Weiters sind Infektionen von Dritten z.B. durch entstehende Aerosole bei der landwirtschaftlichen Verwertung sowie Infektionen von Wildtieren möglich.

Tab. 4.1.3.3-1. Infektionsquellen, Infektionswege, technische und persönliche Maßnahmen bei der Trennung, Behandlung und Verwertung von Abwasser und seinen Teilströmen.

Infektionsquelle	Infektionsrisiko	Technische Maßnahmen	Verhalten
Abwasser	Kontakt, Aerosole	Geschlossene Systeme	Persönliche Hygiene
Trennung der Teilströme (Sammlung)	Kontakt, Aerosole	Technische Methoden möglichst ohne manuelle	Arbeitshygiene, Schutzkleidung...

und Transport)		Manipulation (aerosolarm)	
Behandlung (Lagerung, Kompostierung u.a.)	Kontakt, Aerosole	Anwendung erprobter und sicherer (validierter) Verfahren	Arbeitshygiene, Schutzkleidung...
Ausbringung, Verwertung	Kontakt, Aerosole	Technische Methoden möglichst ohne manuelle Manipulation (aerosolarm)	Arbeitshygiene, Schutzkleidung...
Gedüngte Felder	Kontakt, Aerosole	Einbringung in den Boden	Arbeitshygiene, Schutzkleidung...
Nahrungsmittel	Verzehr kontamin. Lebensmittel	Aufbringungseinschränkungen, Karenzzeiten, Lagerung	Küchenhygiene, Zubereitung...

4.1.4 Zusammenfassende hygienische Beurteilung

In Tabelle 4.1.4-1 sind die einzelnen Teilströme einschließlich ihrer Behandlung und Verwertung einer hygienischen Risikobewertung unterzogen. Weiters werden Verfahren und Maßnahmen angeführt, welche zu einer Verminderung des hygienischen Risikopotentials führen. In der ersten Spalte sind die gemäß Projekt anfallenden Teilströme angeführt, in den weiteren Spalten sind die beabsichtigten (möglichen) Behandlungs- und Verwertungsvarianten aufgelistet, auf deren Grundlage in der vierten Spalte die hygienische Risikobewertung auf Basis einer drei stufigen Skala erstellt wurde. Da im gegenständlichen Projekt die Behandlungs- und Verwertungsmöglichkeiten nur grundsätzlich und allgemein angeführt sind, ergeben sich für einzelne Bereiche je nach Verfahren und Aufbringungseinschränkungen sehr unterschiedliche hygienische Bewertungen. So ist beispielsweise die Eigenkompostierung aus hygienischer Sicht als nicht zulässig zu beurteilen, während bei Einsatz eines qualitätsgesicherten Kompostierverfahrens in einer zentralen Anlage bei gleichzeitigen Aufbringungseinschränkungen bei der landwirtschaftlichen Verwertung des Kompostes kein erhebliches hygienisches Risiko zu erwarten ist. In der fünften Spalte sind noch zusätzliche, im gegenständlichen Projekt nicht angeführte Verfahren aufgelistet, welche geeignet sind das hygienische Risikopotential der einzelnen Fraktionen zu vermindern.

- Im **Braunwasser** bzw. allen Fraktionen, welche Braunwasser enthalten (Abwasser, Schwarzwasser), sind die höchsten Gehalte an Krankheitserregern und somit das größte hygienische Risikopotential zu erwarten. Eine landwirtschaftliche Verwertung des Braunwassers ist daher nur nach *verlässlicher Hygienisierung* denkbar. Als aus hygienischer und ökonomischer Sicht geeignete Hygienisierungsverfahren sind die Kompostierung, thermophile Biogasanlagen, Langzeitlagerung und die Kalkzugabe bzw. eine Kombination dieser Verfahren zu nennen. Bei den Hygienisierungsverfahren ist streng darauf zu achten und zu prüfen, ob das angewandte Verfahren auch tatsächlich die für eine Hygienisierung erforderlichen Bedingungen erreicht (Verfahrens- und Endproduktkontrollen!).

Die Eigenkompostierung gewährleistet keine ausreichende Hygienisierung (siehe dazu auch Kapitel 2.2; Oberfeld, 1996) und muss daher abgelehnt werden. Bei Fremdkompostierung in zentralen Anlagen kann von standardisierten Betriebsbedingungen ausgegangen werden und es ist daher ein seuchenhygienisch unbedenkliches Endprodukt eher zu erreichen.

Durch eine Kombination der Kompostierung mit Langzeitlagerung bzw. mit einer pH-Wert Erhöhung durch die Zugabe von Kalk könnte eine wesentliche Verbesserung der Hygienisierung erreicht werden.

Obige Beurteilung des Braunwassers einschließlich der beabsichtigten Verwertung gilt auch für den Inhalt der Septic Tanks und der Komposttoiletten.

- Obwohl im **Grauwasser** wesentlich geringere Belastungen mit Fäkalbakterien als im Braunwasser zu erwarten sind, haben Untersuchungsergebnisse gezeigt, dass die Belastung mit mikrobiellen Fäkalindikatoren bedeutend sein kann und annähernd Dimensionen erreicht werden können, wie sie im Braunwasser vorzufinden sind.

Insbesondere gilt dies für die gemeinsame Reinigung des Grauwassers mit dem flüssigen Anteil des Braunwassers gemäß Variante B3c. Auch eine Behandlung mittels Pflanzenkläranlagen garantiert keine ausreichende Reduktion der Mikroorganismen. Für eine Verwendung z.B. zur Bewässerung sind daher ebenfalls geeignete Hygienisierungsverfahren bzw. Aufbringungseinschränkungen erforderlich.

Die Eignung des Vorfluters zur Aufnahme der gereinigten Grauwässer im Hinblick auf eine erhebliche Verschlechterung der seuchenhygienischen Qualität, fischereiwirtschaftliche Aspekte, die Eignung als Bewässerungswasser u.a. wäre im Einzelfall zu prüfen. Eine Berechnung der Aufstockung des Gehaltes an bakteriellen Fäkalindikatoren aus Ablaufkonzentrationen, Abwassermengen und Schüttung des Vorfluters (Q95) in Anlehnung an die Arbeit von Mascher (1998) wird empfohlen.

- Im **Gelbwasser** sind grundsätzlich die niedrigsten Gehalte an hygienisch relevanten Mikroorganismen zu erwarten. Trotzdem hat sich gezeigt, dass in der praktischen Anwendung, offensichtlich durch Verunreinigungen bei der Trennung von Gelb- und Braunwasser, erhebliche Gehalte an Fäkalindikatoren anzutreffen sind. Die vorgeschlagene *Langzeitlagerung* von mindestens 6 Monaten stellt ein erprobtes Hygienisierungsverfahren dar.

- Im Sinne eines Multibarrierensystems zur Verhinderung von Infektionen sind bei einer landwirtschaftlichen Verwertung für sämtliche Teilströme entsprechende **Aufbringungseinschränkungen** zu berücksichtigen. Eine Nutzung im Privatbereich (z.B. Gemüsegarten) ist im Sinne einer nachhaltigen Unterbrechung von Infektionskreisläufen abzulehnen. Weiters ist bei jeglicher Manipulation mit Abwasser oder dessen Teilströmen die **Einhaltung arbeitshygienischer Richtlinien** erforderlich.

Es ist außerdem zu prüfen, ob bei den vorgeschlagenen alternativen Systemen der Abwasserbehandlung, Verwertung und Entsorgung die rechtsstaatlichen Prinzipien eingehalten werden können. In erster Linie steht dabei die **Überwach- und Überprüfbarkeit** dezentraler Lösungen im Vordergrund.

Tab. 4.1.4-1. Risikomanagement bei der Verwertung der Abwasserteilströme (auf die Erläuterungen im Text wird verwiesen).

Teilströme	Behandlung	Verwertung	Hygienische Risikobewertung Einhaltung arbeitshygienischer Richtlinien vorausgesetzt!	Risikominimierung Verfahrensvalidierung, Aufbringungseinschränkungen, Kontrolle!
Abwasser/ Schwarzwasser III				
Ohne Speicherung	ARA	Geeigneter Vorfluter	I Stand der Technik	-
Speicherung	keine	Landwirtschaft	III nicht zulässig	-
Septic-Tanks				
flüssige Phase	ARA	Geeigneter Vorfluter	I Stand der Technik	-
feste Phase	keine	Landwirtschaft	III nicht zulässig	Kompostierung, Vererdung, Kalk
feste Phase	Kompostierung	Landwirtschaft	I II III bedingt zulässig (je nach V/AE)	Vererdung, Kalk
Braunwasser III				
Speicherung	ARA Biogas keine	Geeigneter Vorfluter Landwirtschaft Landwirtschaft	I Stand der Technik I II III bedingt zulässig (je nach V/AE) III nicht zulässig	- Vererdung, Kalk -
Rottebehälter	Eigenkompostierung	Landwirtschaft	III nicht zulässig (kein sicheres Verfahren!)	Fremdkompostierung
	Fremdkompostierung	Landwirtschaft	I II III bedingt zulässig (je nach V/AE)	Vererdung, Kalk
Komposttoiletten	Eigenkompostierung?	Landwirtschaft	III nicht zulässig (kein sicheres Verfahren!)	Fremdkompostierung
	Fremdkompostierung	Landwirtschaft	I II III bedingt zulässig (je nach V/AE)	Vererdung, Kalk
Grauwasser II-III	ARA ARA keine	Geeigneter Vorfluter Verrieselung/Versickerung Landwirtschaft	I Stand der Technik I II III bedingt zulässig (Hydrogeologie!) III nicht zulässig	- Membranfiltration, UV -
Gelbwasser II				
Speicherung	Lagerung (6 Monate)	Landwirtschaft	I zulässig bei AE	-

I = geringes Risiko; II = mäßiges Risiko; III = hohes Risiko; V = Verfahren; AE = Aufbringungseinschränkung

Die Bewertung der Systeme einschließlich der Maßnahmen zur Risikominimierung erfolgte aus Sicht der Hygiene. Hinsichtlich der rechtlichen Grundlagen wird auf das Kapitel 7.1 verwiesen.

Generell ist noch anzumerken, dass die bislang durchgeführten Studien im Bereich Risikobewertung von Abwasserfraktionen verschiedene Mängel aufweisen, und daher oft keine gesicherten Grundlagen darstellen, wie im folgenden Kapitel ausgeführt:

Mit Ausnahme der direkten landwirtschaftlichen Verwertung von unbehandeltem Abwasser (einschließlich Teilströme) und der Eigenkompostierung, stehen für sämtliche Varianten Behandlungsverfahren zur Verfügung, welche bei entsprechenden Aufbringungseinschränkungen und Einhaltung arbeitshygienischer Richtlinien eine landwirtschaftliche Verwertung ermöglichen.

4.1.5 Offene Fragen bei der hygienischen Bewertung

Hinsichtlich der hygienischen Bewertung der Abwasserteilströme und der beabsichtigten Verwertung fällt beim Studium der Literatur auf, dass fast ausschließlich Endproduktkontrollen zur hygienischen Beurteilung herangezogen werden und das eingesetzte Verfahren meist keiner Kontrolle unterzogen wurde. Zudem werden in Studien sehr oft Untersuchungsergebnisse herangezogen, die nicht auf Untersuchungsergebnissen der jeweiligen Studien beruhen, sondern aus der Literatur von anderen Studien übernommen wurden. Zahlreiche Beispiele dafür finden sich im Proceeding-Band zum 2nd International Symposium on Ecological Sanitation in Lübeck vom 7. bis 11. April 2003. Beispielhaft für Österreich ist dazu eine Studie betreffend des Einsatzes von Komposttoiletten in der Ökosiedlung Gärtnerhof zu nennen (Deubner und Schuller, 1992). Dabei wurde zur hygienischen Beurteilung eine vom Hersteller beauftragten Studie aus dem Jahre 1984 herangezogen und zur Bewertung der tatsächlich eingesetzten Toiletten nur eine einmalige, stichprobenartige Untersuchung durchgeführt. Art und Weise und der Zeitpunkt der Probenahme gehen aus dem Bericht nicht hervor. Zur Stabilität des Verfahrens und zur Aussagekraft der Ergebnisse dieser Stichprobe nachstehendes Zitat aus der Forschungsdokumentation (Deubner und Schuller, 1992): „*Es ist z.B. absolut unmöglich, ein Rottegut, dass bei einer Inspektion mangels Zuschlagmaterial viel zu feucht, fast breiig wirkte, das nächste Mal mit großen Mengen Sägespänen und Stroh vermischt de facto wieder zu trocken war und beim übernächsten Mal von einer dicken Schicht Grasschnitt bedeckt ist, in reproduzierbarer, aussagekräftiger Analytik zu verfolgen und daraus allgemeingültige Schlüsse zu ziehen.*“ Derartige stichprobenartige und nur einmalig durchgeführte Analysen erlauben tatsächlich keine Aussagen über die Funktion and Nachhaltigkeit derartiger Systeme. Endproduktkontrollen stellen immer nur Momentaufnahmen unter den gegebenen Betriebsbedingungen dar, das Verfahren selbst, seine Stabilität und Wirkungsweise bei variierenden Betriebsbedingungen kann dadurch nicht beurteilt werden. Eine nachhaltige Wirkungsweise des Verfahrens kann somit nicht gewährleistet werden.

Bezug nehmend auf das gegenständliche Projekt mit der Trennung von Abwasserteilströmen und deren weitere Verwertung haben die Studien aus Schweden, (siehe Literaturverzeichnis) betreffend der Separation, Sammlung und landwirtschaftlichen Verwertung des Urins, sämtliche der oben genannten Aspekte berücksichtigt, einschließlich einer Risikobewertung, und sind somit beispielgebend für eine wissenschaftlich fundierte Vorgangsweise. Alle übrigen Teilströme und v.a. die hygienische Relevanz bei deren Verwertung müssen als nicht ausreichend untersucht und dokumentiert bezeichnet werden. Eine direkte Ableitung einer hygienischen Beurteilung aus Studien über nicht getrenntes Abwasser ist nicht zulässig, da durch die Auftrennung in Teilströme sich die ökologischen Bedingungen für relevante Krankheitserreger und damit auch ihr Verhalten im Bezug auf ihre Persistenz und Infektiösität ändern kann. Ähnliches gilt selbstverständlich auch für die Ableitung der hygienischen Beurteilung aus Studien aus anderen Erdteilen und Klimazonen, weil auch dabei die unterschiedlichen Umweltbedingungen für die Erreger berücksichtigt werden müssen. Auch die geübte Praxis in der Landwirtschaft kann regional sehr unterschiedlich sein, was ebenfalls einen nachhaltigen Einfluss auf mögliche Infektionswege haben kann. ***Erfahrungen aus wissenschaftlichen Erkenntnissen aus vermeintlich vergleichbaren Prozessen der Abwasserbehandlung und Verwertung können zwar die Beurteilung eines spezifischen Verfahrens erleichtern und vereinfachen, auf eine spezifische Endprodukt- und Verfahrenskontrolle kann aber keinesfalls verzichtet werden.***

Für die Fragestellungen im gegenständlichen Projekt ergibt sich in allen Teilbereichen ein entsprechender Forschungsbedarf, die wichtigsten praxisorientierten Themenkomplexe sind nachstehend angeführt:

Urin: Betreffend der Separation, Sammlung und landwirtschaftlichen Verwertung des Urins einschließlich einer Risikoabschätzung wurde schon auf die gut dokumentierten Studien aus Schweden verwiesen. Unbeantwortet und wissenschaftlich nicht zweifelsfrei abgeklärt ist die Frage nach den Ursachen und Gründen (technische Mängel, Fehler bei der Nutzung der Anlagen u.a.) des hohen Anteils an bakteriellen Fäkalindikatoren im gesammelten Urin bzw. durch welche Maßnahmen eine nachhaltige Verbesserung bei der Trennung des Urins erreicht werden kann.

Grauwasser: Auch für das Grauwasser haben Untersuchungsergebnisse gezeigt, dass die Belastung mit mikrobiellen Fäkalindikatoren bedeutend sein kann und annähernd Dimensionen erreicht werden können, wie sie im Braunwasser vorzufinden sind. Auch diesbezüglich ist eine Abklärung der Ursachen für die teilweise sehr hohe Kontamination mit Fäkalindikatoren zur Verbesserung der hygienischen Qualität erforderlich, um in weitere Folge auf zusätzliche Hygienisierungsmaßnahmen eventuell verzichten zu können oder diese zumindest zu reduzieren.

Braunwasser: Das Braunwasser ist aus hygienischer Sicht sicherlich am kritischsten zu beurteilen. Der Forschungsbedarf hat sich diesbezüglich vornehmlich auf geeignete und nachhaltige Hygienisierungsmaßnahmen zu konzentrieren. Auf die Schwierigkeiten und hygienischen Bedenken bei der Kompostierung wurde bereits hingewiesen. Inwieweit Hygienisierungsmaßnahmen mit Kalk oder durch Vererdung, wie sie bei Klärschlamm eingesetzt werden, auch für Braunwasser geeignet sind, ist abzuklären.

Verwertung gereinigten Abwassers bzw. dessen Teilströme: Dabei gilt es insbesondere wissenschaftlich zu dokumentieren, wie sich Krankheitserreger in der Umwelt bei den beabsichtigten Ausbringungstechnik und den lokalen klimatischen Verhältnissen verhalten. Weiters sind deren Abbau im Boden und eine eventuelle Gefährdung des Grundwassers noch weitgehend offene Fragen. Zu diesem Fragenkomplex wird auf den Endbericht der Phase I der 2004 vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Auftrag gegebene Studie betreffend der „Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Anlagen“ verwiesen.

Die im gegenständlichen Projekt angesprochenen alternativen Verfahren zur

Abwasserreinigung und Abwasserverwertung im ländlichen Raum stellen zumindest teilweise neue Verfahren oder Verfahrenskombinationen dar. Eine detaillierte hygienische Beurteilung und Risikoabschätzung aus Sicht der Hygiene setzt daher fundierte Kenntnisse über die Sicherheit dieser Verfahren und das Verhalten von Infektionserregern unter den jeweiligen Verfahrensbedingungen voraus. Die oben angeführten offenen Fragen hinsichtlich der hygienischen Beurteilung können nur durch entsprechende wissenschaftlich fundierte Studien beantwortet werden, welche als Basis für eine definitive hygienische Bewertung und Beseitigung von Unsicherheitsfaktoren unverzichtbar sind.

4.2 Umweltrisiko

4.2.1 Übersicht

Das folgende Kapitel betrachtet das potentielle Umweltrisiko einer landwirtschaftlichen Nutzung einzelner Teilströme von häuslichem Abwasser. Jene Fraktionen, die für eine landwirtschaftliche Verwertung in Betracht kommen, sind getrennt gesammelter Urin, unbehandeltes Abwasser (Senkgrubeninhalte), sowie gereinigtes Abwasser. Es gibt auch die Möglichkeit, Grauwasser getrennt zu sammeln und zur Gülleverdünnung zu nutzen, bzw. Urin gemeinsam mit Gülle zu verwerten (siehe Kapitel 2.4).

Im Folgenden wird für 2 Varianten das Umweltrisiko einer landwirtschaftlichen Verwertung näher untersucht:

1. stoffliche Verwertung von getrennt gesammeltem Urin
2. das Aufbringen von unbehandeltem Abwasser (Senkgrubeninhalte)

Variante 1 wurde zur näheren Untersuchung ausgewählt, da potentielle Mikroschadstoffe, wie Pharmaka oder Hormone in diesem Teilstrom am höchsten konzentriert vorliegen. Um die landwirtschaftliche Verwertung von Urin mit einer, bereits jetzt praktizierten Variante der Abwasserverbringung zu vergleichen, wurde auch das Aufbringen von Senkgrubeninhalten (Variante 2) näher betrachtet. Bei dieser Variante liegen potentielle Schadstoffe aus dem Urin mit dem Abwasser verdünnt vor (etwa Faktor 100). Da die Abwassermengen, die auf landwirtschaftliche Kulturlflächen aufgebracht werden dürfen, reglementiert sind (z.B. dürfen in Oberösterreich auf bewirtschaftete landwirtschaftliche Kulturlflächen höchstens 50 m³ Senkgrubeninhalte pro Hektar und Jahr aufgebracht werden (OÖ Bodenschutzgesetz, 1991, idF LGBl. 84/2002)), würden daher geringere Schadstofffrachten in den Boden gelangen, als bei der Aufbringung von Urin. Es darf allerdings nicht vergessen werden, dass im häuslichen Abwasser eine ganze Reihe anderer Schadstoffe vorhanden sein kann, die vorrangig aus dem Grauwasser stammen (z.B. LAS, DEHP, 4-NP, 4-NPEO) und im rohen Abwasser nicht abgebaut werden.

Gelangen Mikroschadstoffe in den Bodenkörper, so können sie sich darin unterschiedlich verhalten (**Abbildung 4.2.1-1**).

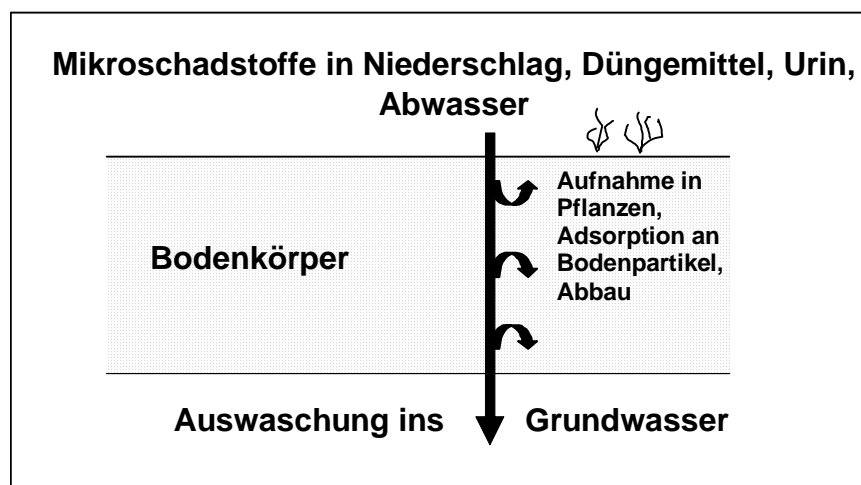


Abbildung 4.2.1-1. Verbleib von Mikroschadstoffen im Boden

Die Substanzen können abgebaut werden, an Bodenpartikel adsorbieren, von Pflanzen aufgenommen oder ins Grundwasser ausgewaschen werden. Während es bereits erste Untersuchungen zum Abbau und zur Speicherung von Arzneimitteln im Boden gibt

(Schneider, 2005), befasst sich die vorliegende Abschätzung des Umweltrisikos mit jener Schadstofffracht, die ins Grundwasser ausgewaschen werden kann.

4.2.2 Variante I: landwirtschaftliche Verwertung von separat erfasstem Urin

4.2.2.1 Auswahl der Schadstoffe – relevante Schadstoffe im Urin

Urin ist aus hygienischer Sicht ein reiner und unbedenklicher Stoff (Höglund, 2001). Er besitzt zufolge wissenschaftlicher Erkenntnisse eine desinfizierende Wirkung, die einerseits auf seinen hohen Salzgehalt (Fiedler et al., 1995, zit. in Rick, 2001), andererseits auch auf die hohe Konzentration an Harnstoff zurückzuführen ist. Urin kann allerdings auch eine Vielzahl von Mikroverunreinigungen oder Schadstoffen z.B. Hormone, Pharmaka, Schwermetalle, Pestizide, synthetische Chemikalien, sowie deren Metabolite enthalten. Das Wissen über Mikroverunreinigungen im Urin sowie deren toxische Wirkung auf Organismen in der Umwelt ist heute noch sehr lückenhaft (Richter, 2003). Im Folgenden werden die einzelnen Schadstoffgruppen näher besprochen.

4.2.2.1.1 Schwermetalle

Urin weist, wie in zahlreichen Untersuchungen nachgewiesen (vgl. Kapitel 4.2.2.2.1) nur einen geringen Gehalt an Schwermetallen auf. Dennoch werden diese Substanzen, die bereits seit langem als potentielle Mikroverunreinigungen bekannt sind, im gegenständlichen Bericht betrachtet. Namentlich werden folgende Substanzen berücksichtigt:

Tabelle 4.2.2.1.1-1. untersuchte Schwermetalle

Cadmium (Cd)	Kobalt (Co)	Quecksilber (Hg)
Chrom (Cr)	Kupfer (Cu)	Nickel (Ni)
Blei (Pb)	Zink (Zn)	

4.2.2.1.2 Pharmaka und Hormone

Arzneimittel werden in der Human- und Veterinärmedizin in großen Mengen eingesetzt. Nach § 2 des Arzneimittelgesetzes sind sie u.a. dazu bestimmt, *durch ihre Anwendung am oder im menschlichen oder tierischen Körper Krankheiten, Leiden, Körperschäden oder krankhafte Beschwerden zu heilen, zu lindern, zu verhüten oder zu erkennen*. Diese unbestrittene positive Zweckbestimmung führte dazu, dass sich die Diskussion über Probleme im Zusammenhang mit Arzneimitteln lange Zeit auf mögliche unerwünschte Nebenwirkungen im Zielorganismus und auf die Frage der Kostenbudgetierung im Rahmen der Gesundheitsreform beschränkte. Seit einigen Jahren wird die Aufmerksamkeit verstärkt auf eine andere Problematik gelenkt: Da Humanpharmaka teilweise bis zu 50% unverändert ausgeschieden werden, ist mit einem verbreiteten Auftreten der Arzneimittelwirkstoffe im Urin und damit im kommunalen Abwasser zu rechnen. Aus pharmakokinetischen Untersuchungen ist bekannt, dass Pharmakawirkstoffe, die funktionelle Gruppen enthalten, häufig als Konjugate ausgeschieden werden. Da diese Konjugate jedoch in der Abwasserreinigung gespalten werden können, wird hierdurch der ausgeschiedene umweltrelevante Anteil an unveränderten Pharmaka deutlich erhöht. Neben diesen reversiblen Konjugat-Metaboliten werden im Stoffwechsel auch eine Vielzahl von Metaboliten ausgeschieden, die in der Kläranlage nicht wieder zu Ausgangsverbindungen umgesetzt

werden können.

Da grundsätzlich alle Pharmaka, die eingenommen auch ausgeschieden werden, ist potentiell mit einer Fülle von Arzneistoffen im Urin zu rechnen. Um dennoch für den vorliegenden Bericht eine Auswahl an Substanzen zu treffen, wurden jene Stoffgruppen ausgewählt, die zu den verordnungstärksten Pharmaka in Österreich zählen. Aus diesen Stoffgruppen wurden wiederum jene Substanzen ausgewählt, für die bereits Daten zu Vorkommen und Verhalten in der Umwelt vorliegen (Sattelberger, 1999).

Für zwei Pharmaka (Carbamazepin und Diclofenac) und das synthetische Hormon 17 α -Ethinylöstradiol (EE2) wurde in weiterer Folge beispielhaft versucht, eine erste Abschätzung der Konzentrationen in der Umwelt, die aus einer landwirtschaftlichen Verwertung von Urin resultiert zu treffen. Diese Substanzen wurden ausgewählt, da bereits erste PNEC_{water,s} definiert wurden und den Substanzen – aufgrund ihres Nachweises im Grundwasser- eine besondere Relevanz zukommt.

4.2.2.1.3 Umweltschadstoffe

Die Verschmutzung der Umwelt mit Chemikalien hat parallel mit der wirtschaftlichen Entwicklung zugenommen. Von den rund 5 Millionen bekannten chemischen Verbindungen sind etwa 80000 Chemikalien in Gebrauch, davon 600 Pestizide. Jährlich kommen etwa 500 – 1000 neue Chemikalien hinzu (Fent, 1998). Obwohl zahlreiche umweltrelevante Chemikalien bereits im Urin nachgewiesen werden konnten, erfolgt im Rahmen dieses Projektes keine nähere Betrachtung dieser Substanzen im Urin.

Für jene Substanzen, die etwa als prioritäre oder als prioritäre gefährliche Stoffe in der Wasserrahmenrichtlinie erwähnt werden, kann aufgrund der mangelnden Datenlage bezüglich ihres Vorkommens im menschlichen Körper, ihres Metabolismus und ihrer Ausscheidung über Urin keine Gegenüberstellung der Boden- und Wirkkonzentrationen durchgeführt werden. Die meisten der ausgewählten Stoffe werden im Urin über Metaboliten ausgeschieden, die zum Teil nicht substanzspezifisch sind oder es sind nur wenige, im Urin vorkommende Metaboliten bekannt. Weiters muss festgehalten werden, dass häufig andere Eintragspfade als der Urin umweltrelevant sind (für Pestizide etwa die direkte Applikation auf landwirtschaftliche Nutzflächen).

Um dennoch einen ersten Eindruck über die, möglicherweise in menschlichen Ausscheidungen relevanten Chemikalien zu bekommen, kann man die, in der EU Klärschlammrichtlinie 3rd Draft als umweltrelevant diskutierten Schadstoffe heranziehen. Namentlich werden in der zukünftigen Richtlinie Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen (AOX), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine und Furane, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS), Alkylphenoethoxylate (APE) und deren Abbauprodukte Nonylphenol, Nonylphenolmono – und diethoxylate (NP, NPE), Di- (2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) erwähnt. Parameter wie Tributylzinn (TBT), Bisphenol A, das Steroidhormon 17 α -Ethinylöstradiol, Prionen und Antibiotika gelten ebenfalls als umweltrelevant. Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung von Urin sollte gezielt auch das Vorkommen dieser Stoffe untersucht werden.

4.2.2.2 Studien zum Thema Mikroschadstoffe im Urin und in der Umwelt

Im Hinblick auf eine potentielle landwirtschaftliche Verwertung von Urin, sind insbesondere Studien zum Thema Mikroschadstoffe im Urin und im Boden bzw. im Grundwasser von Relevanz. Im Folgenden werden einige Studien angeführt.

4.2.2.2.1 Studien zu Schwermetallen

Untersuchungen von Kirchmann und Peterson (zit. in Rieck, 2001) zeigten in einer Gegenüberstellung der Schwermetallgehalte im Urin mit den Grenzwerten im Trinkwasser, dass Urin sehr geringe Schwermetallkonzentrationen aufweist. Wie aus **Tabelle 4.2.2.2.1-1** hervorgeht, werden bis auf den Wert von Nickel alle vergleichbaren Werte unterschritten. In **Tabelle 4.2.2.2.1-1** werden auch die, in der EU und in Österreich diskutierten Grenzwerte für Schwermetalle in Oberflächengewässern aufgelistet (Wimmer, 2003).

Tabelle 4.2.2.2.1-1. Schwermetallgehalte im Urin (Kirchmann & Pettersson, 1995 in Rieck, 2001), sowie Grenzwerte in Trinkwasser und Fließgewässern

Elemente	Einheit	Urin ^a	Urin ^b	Grenzwert Trinkwasser ^c	UQN Vorschlag gemäß EU-WRRL ^d
Cadmium (Cd)	µg/l	0,2	0,2	5	1
Chrom (Cr)	µg/l	2,0	4,0	50	9
Cobalt (Co)	µg/l	1,0	12,0	-	-
Kupfer (Cu)	µg/l	155	155	2000	1,6 – 9,3 (härteabhängig)
Quecksilber (Hg)	µg/l	0,55	0,44	1	1
Nickel (Ni)	µg/l	15	227	20	5,4 (2001 vorgeschlagen, 2003: kein Vorschlag für Nickel)
Blei (Pb)	µg/l	2,0	2,0	10	11
Zink (Zn)	µg/l	110	70	-	9,6 – 29,6 (härteabhängig)

- a) Urin aus der Ortschaft Akesta (Schweden)
- b) Urin aus der Ortschaft Stensund (Schweden)
- c) nach österreichischen Trinkwasserverordnung [TrinkwV 2001]
- d) EQS diskutiert in der EU (Wimmer, 2003)

Beim Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Urin mit den diskutierten Grenzwerten für Oberflächengewässer liegen die Konzentrationen von Kupfer, Nickel und Zink im Urin über den vorgeschlagenen Grenzwerten. Die niedrige Schwermetallbelastung des Urin wird auch aus den Ergebnissen der German Environmental Survey 1998 (GerES III) (Becker et al., 1998) ersichtlich. Ein Vergleich der Studien GerES II (1990/92) und GerES III (1998) zeigte die **Tabelle 4.2.2.2.1-2** angegebenen Werte auf:

Tabelle 4.2.2.2.1-2. Arsen, Cadmium und Quecksilber im Urin (µg/l) der deutschen Bevölkerung (Alter 25 – 69 Jahre) in den Jahren 1990/92 und 1998

Metall	GerES II (1990/92)		GerES III (1998)	
	Testpersonen (n)	Geometrisches Mittel (µg/l)	Testpersonen (n)	Geometrisches Mittel (µg/l)
Arsen	4001	6,3	4052	3,9
Cadmium	4002	0,29	4052	0,24
Quecksilber	4002	0,53	4052	0,40

4.2.2.2.2 Studien zu Arzneimitteln im Grundwasser

Bereits im Jahr 1985 wurde von Richardson und Bowron (1985) ein von Arzneimitteln ausgehendes Grundwassergefährdungspotenzial diskutiert. In den 90er Jahren wurden Arzneimittel in verschiedenen Grundwasserproben nachgewiesen, wobei es sich aber meist um Proben von belasteten Standorten handelte. So waren Arzneistoffe dann im Grundwasser nachweisbar, wenn dieses in Kontakt mit Abwasser kam. In Berlin wird beispielsweise in großer Menge gereinigtes Abwasser verrieselt, um den Grundwasserspiegel anzuheben. Dies ist ein Verfahren, dass vor allem in Ballungsgebieten zur Trinkwasserversorgung eingesetzt wird. In diesem sog. angereicherten Grundwasser

wurden bis zu 7.300 ng/L Clofibrinsäure bestimmt (Heberer et al., 1997). Im US-Bundesstaat Nevada erfolgte eine Entsorgung von häuslichem Abwasser über Sickerschächte. Seiler et al. (1999) fanden im Grundwasser unterhalb solcher Anlagen die Arzneistoffe Chlorpropamid, Phensuximid und Carbamazepin. Auch durch die agrarwirtschaftliche Nutzung von Gülle gelangen Arzneistoffe ins Grundwasser. Hirsch et al. (1999) wiesen in Grundwasserproben aus Regionen mit intensiver Landwirtschaft das in der Viehwirtschaft eingesetzte Antibiotikum Sulfamethazin in zwei Proben nach. In den USA wurden im Grundwasser unterhalb von Güllegruben Tetracycline und Sulfonamide gefunden (Meyer et al., 2000), was die Autoren auf eine Versickerung von Gülle zurückführten. Außerdem erfolgte aus Deponien eine Infiltration von Arzneistoffen ins Grundwasser. In Dänemark wurden unterhalb einer Deponie, auf der große Mengen an Pharmaka lagerten, Sulfonamide und Analgetika im Grundwasser nachgewiesen. Die Konzentration dieser Arzneistoffe nahm mit zunehmender Entfernung von der Deponie stark ab (Holm et al., 1995). Hirsch et al. (1999) fanden unterhalb einer Klärschlammdeponie Sulfamethoxazol im Grundwasser.

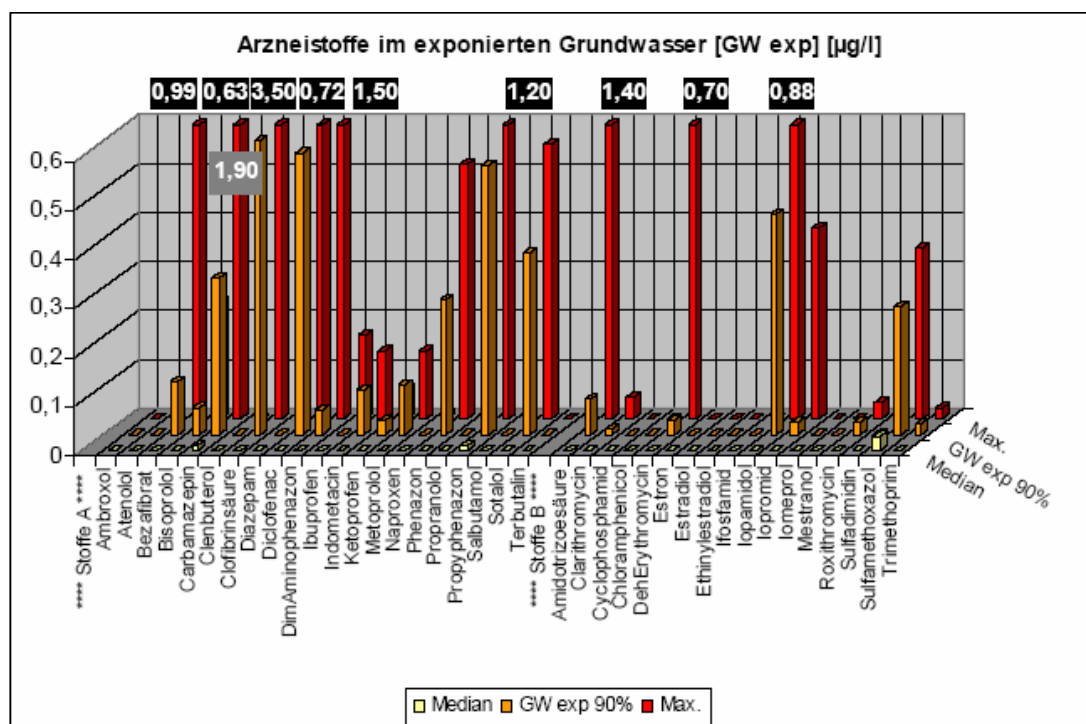


Abbildung 4.2.2.2-2. Arzneistoffgehalte in exponierten Grundwässern (BLAC, 2003)

4.2.2.2.3 Studien zu hormonwirksamen Stoffen im Grundwasser

Im Rahmen des österreichischen ARCEM-Projektes (Austrian-Research Cooperation on Endocrine Modulators) wurde unter anderem das Vorkommen von Hormonen (17β-Östradiol, Östron, Östriol und 17α-Ethinylöstradiol) und hormonwirksamen Chemikalien (Bisphenol A, Nonylphenol, Nonylphenolmono- und -diethoxylat, Nonylphenoxy- und Nonylphenoxyethoxyessigsäure, (= Nonylphenolcarboxylate) sowie Octylphenol, Octylphenolmono- und -diethoxylat) im Grundwasser untersucht. **Tabelle .2.2.2.3-1** stellt die Ergebnisse dar.

Tabelle 4.2.2.2.3-1. Überblick über die gemessenen Konzentrationen hormonwirksamer Stoffe im Grundwasser. (BG = Bestimmungsgrenze; - = kein Median oder Mittelwert gebildet, da mehr als 50 % der Proben unter Bestimmungsgrenze lagen; n.n. = nicht nachweisbar;

ng/l = Nanogramm pro Liter) (ARCEM Synopse, 2003)

Stoffname		in österreichischen Grundwässern gemessen (ng/l)		
		Median	Mittelwert	Min – Max
17 α -Ethinylöstradiol	112 (1)	-	-	n.n. – 0,94
17 β -Östradiol	112 (58)	0,07	0,13	n.n. – 0,79
17 α -Östradiol	112 (4)	-	-	n.n. – 0,21
Östron	109 (20)	-	-	n.n. – 1,6
Östriol	112 (2)	-	-	n.n. – 0,16
Nonylphenol (NP)	110 (77)	35	143	n.n. – 1.500
Nonylphenolmonoethoxyla t	112 (42)	-	-	n.n. – 150
Nonylphenoldiethoxylat	112 (47)	-	-	n.n. – 150
NP1EC	112 (36)	-	-	n.n. – 260
NP2EC	112 (14)	-	-	n.n. – 110
Octylphenol (OP)	112 (5)	-	-	n.n. – 42
Octylphenolmonoethoxylat	112 (0)	-	-	n.n. – <10
Octylphenoldiethoxylat	112 (0)	-	-	n.n. – <10
Bisphenol A (BPA)	111 (65)	24	67	n.n. – 930

Wie Tabelle .2.2.2.3-1 zeigt, konnten bei den ARCEM-Untersuchungen neben hormonell wirksamen Industriechemikalien auch Arzneimittel in Grundwasserproben nachgewiesen werden.

4.2.2.3 Vorläufige Abschätzung der Konzentrationen im Boden und der Wirkkonzentration für die in Kapitel 4.2.2.1 ausgewählten Stoffe

In der vorliegenden Gefährlichkeitsabschätzung stand das, auf einer landwirtschaftlichen Verwertung von Urin basierende Risiko einer Schädigung auf die Umwelt zur Diskussion. Um dieses Risiko definieren bzw. quantifizieren zu können, war es zunächst notwendig, die in der Umwelt durch eine landwirtschaftliche Nutzung von Urin hervorgerufenen Konzentrationen abzuschätzen (predicted environmental concentration = PEC). Gleichzeitig waren jene Konzentrationen der einzelnen Substanzen von Bedeutung, die im Boden, dem ersten Kompartiment, das mit dem Urin in Kontakt kommt, keine schädigende Wirkung hervorrufen ($PNEC_{soil}$). Diese Abschätzung erfolgte für die einzelnen Stoffgruppen in unterschiedlicher Weise und wird im Folgenden näher erörtert.

4.2.2.3.1 Allgemeines

Schadwirkungen chemischer Stoffe sind abhängig von der Dosis (bzw. Konzentrationen), der Einwirkungsart (Kontaktart bzw. Aufnahmeweg), der Einwirkungshäufigkeit und der Einwirkungsdauer. Für die Beurteilung einer Gefährdung von Mensch und Umwelt durch chemische Substanzen interessiert uns weniger die Giftwirkung selbst (der Schaden, englisch: hazard), sondern vielmehr die Wahrscheinlichkeit ihres Eintritts sowie Art und Größe der betroffenen Population (Risiko, risk). Daher sind quantitative Aussagen über die

Stärke der Giftwirkung zu machen. Dazu dient insbesondere die Ermittlung von Schwellenwerten und von „No-Observed-Adverse-Effect-Level; NOAEL“.

Wesentliches Merkmal der ökotoxikologischen Risikobewertung²² ist, dass hierbei nicht der Mensch allein, sondern Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere aller Umweltkompartimente (Boden, Luft, Wasser, Sediment) zu berücksichtigen sind. Um die Gefährdung eines komplexen Ökosystems zu beurteilen, sind Kenntnisse über die Wirkung von Chemikalien zumindest auf repräsentative Vertreter mehrerer trophischer Ebenen, d.h. Produzenten (z.B. Algen), Konsumenten (z.B. Daphnien), Fische und ev. Destruenten (z.B. Mikroorganismen) erforderlich. Das Verfahren zur Beurteilung der Auswirkung von Schadstoffen auf die Umwelt wird im Detail im Technischen Leitfaden über die Bewertung des Risikos von neuen notifizierten Stoffen (93/67/EWG) und von Altstoffen (1488/94) im folgenden als „TGD-RA“ abgekürzt, beschrieben (EC 2003). Im Prinzip sind folgende Expositions- und Wirkungskriterien miteinander zu verknüpfen:

1. Exposition: „Predicted environmental concentration, PEC“: Konzentration einer Chemikalie in der Umwelt (Luft, Boden, Wasser, Sediment), diese kann durch chemische Analyse und Bioindikation gemessen oder mittels Modellrechnungen aus Emissionsdaten errechnet werden.

2. Wirkung: „Predicted no-effect-concentration, PNEC: Konzentration eines potentiell giftigen Stoffes bei der mit keiner Schädigung zu rechnen ist. Die Ableitung eines PNEC-Wertes erfolgt entweder mittels der „Assessment-Faktor“-Methode oder statistischer Extrapolation (Species Sensitivity Distribution (SSD)-Methode).

1. Assessment Faktor-Methode: die PNEC für eine Substanz ergibt sich durch Division akuter (L(E)C50) und/oder chronischer (NOEC) Werte durch Assessment (=Bewertungs)-faktoren zwischen 10 und 1000. Welcher Faktor Verwendung findet wird wesentlich durch den Umfang der ökotoxikologischen Daten zur jeweiligen Chemikalie bestimmt (Tabelle 4.2.2.3.1-1). Die in dieser Tabelle aufgeführten Kriterien werden ergänzt durch Erläuterungen und Empfehlungen für eine der Datenlage im Detail angepasste Festlegung von Assessment Faktoren (AF, Tabelle 4.2.2.3.1-1; EC 2003). Über den Umfang der Daten (akute und /oder chronische Toxizität; Mesokosmosstudien) hinaus sind für die PNEC-Ableitung weitere Aspekte in Betracht zu ziehen: Steilheit der Dosis-Wirkungsbeziehung, Verhältnis akuter zu chronischer Toxizität, Umweltverhalten (insbes. Lipophilie, Persistenz, d.h. Biomagnifikationspotential), u.a.m..
2. SSD-Methode: chronische Toxizitäts-Daten werden logarithmisch transformiert und an die mathematische Funktion der Normalverteilung angepasst. Ein festgelegter Perzentil-Wert wird als „cut-off“ Kriterium verwendet, die anwendbaren Sicherheitsfaktoren liegen zwischen 5-1. Voraussetzungen für Anwendung des SSD-Verfahrens (z.B. Mindestzahl von NOECs/Spezies) sind im Detail in der TGA-RA beschrieben (EC 2003).

Tabelle 4.2.2.3.1-1. Faktoren zur Ableitung von PNEC-Werten

Voraussetzung	Assessment (Bewertungs)-faktor
Zumindest jeweils eine akute L(E)C50 für von drei trophischen Ebenen des Grundbestandes (Fisch, Daphnien und Algen)	1000
Eine chronische NOEC (von Fischen oder Daphnien oder einem Organismus, der für salzhaltiges Wasser repräsentativ ist)	100
Zwei chronische NOECs von Arten, die zwei trophische Ebenen darstellen (Fische und/oder Daphnien oder ein Organismus, der für salzhaltiges Wasser repräsentativ ist, und/oder Algen)	50
Chronische NOECs von mindestens drei Arten (in der Regel Fische,	10

²² **Ökotoxikologie:** Wissenschaft von der Verteilung von den Wirkungen chemischer Substanzen auf Organismen, soweit daraus direkt oder indirekt Schäden für **Natur und Mensch** entstehen.
Umwelttoxikologie: Teil der Ökotoxikologie, wobei die jeweilige Rückwirkung einer Umweltverunreinigung auf die Spezies **Mensch** im Vordergrund der Betrachtung steht

Daphnien oder ein Organismus, der für salzhaltiges Wasser repräsentativ ist, und Algen), die drei trophische Ebenen darstellen	
Species-Sensitivity-Distribution (statistisches Verfahren)	5-1
Andere Fälle, einschließlich Felddaten oder Modellökosystemen, die es erlauben, präzisere Sicherheitsfaktoren zu berechnen und zugrunde zu legen	Einzelfallbewertung

3. Risikobeurteilung: Auf Basis des Quotienten PEC/PNEC wird das Umweltrisiko beurteilt, entscheidend ist, ob der Quotient größer oder kleiner als 1 ist:

1. PEC/PNEC <1: kein Risiko für die Umwelt erkennbar, kein Handlungsbedarf
2. PEC/PNEC >1: Schädigung der Umwelt zu erwarten, Risikomanagement erforderlich

4.2.2.3.2 Vorgehensweisen zur Bewertung eines Risikos bezüglich Pharmaka

Die European Agency for the Evaluation of Medicinal Products (EMA) hat eine Richtlinie erstellt, nach der das Risiko von Humanpharmaka in der Umwelt abgeschätzt werden kann (Note for Guidance on environmental risk assessment of medicinal products for human use – EMA, 2003). Die Beurteilung erfolgt schrittweise in zwei Phasen und kann beendet werden, wenn erwiesen ist, dass die Substanz wahrscheinlich nicht in der Umwelt vorkommt bzw. kein Risiko für die Umwelt darstellt. Es werden sowohl synergistische Effekte, als auch die Metabolitenbildung berücksichtigt. Die Vorgehensweise setzt sich aus zwei Schritten (Phasen) zusammen: Phase I beurteilt die Exposition der Umwelt gegenüber dem Arzneistoff. Substanzen wie Vitamine, Elektrolyte oder Aminosäuren können von weiteren Versuchen ausgeschlossen werden, da sie kein Risiko für die Umwelt darstellen. In Phase II, die wiederum in zwei Phasen (Tier A und B) aufgegliedert ist, werden physikalische, chemische, pharmakologische, sowie toxikologische Eigenschaften der Pharmaka im Verhältnis zu ihrem Vorkommen in der Umwelt beurteilt. Tier A evaluiert das Verhalten und den Effekt von einzelnen Pharmaka und/oder deren Metaboliten. Wird in Tier A kein Risiko festgestellt, so kann Tier B entfallen. Wird hingegen ein Risiko entdeckt, so muss das Verhalten der Substanz im jeweiligen Kompartiment im Rahmen von Tier B eingehend untersucht werden.

Weiters wurde von der EMA eine Richtlinie erstellt (EMA, 1998), die für veterinärmedizinische Pharmaka eine Risikoabschätzung in Bezug auf die Umwelt durchgeführt werden kann (Environmental Risk Assessment for Veterinary Medicinal Products other than GMO-containing and Immunological Products). Auch in dieser Richtlinie wird die Risikoabschätzung anhand von zwei Phasen erarbeitet: Phase I beurteilt das Potential der Exposition der Umwelt gegenüber eines Arzneistoffes, seiner Inhaltsstoffe oder seiner Metabolite und stellt einen Entscheidungspfad zur Verfügung, anhand dessen abgeschätzt werden kann, ob eine Substanz überhaupt das Potential hat, in der Umwelt in relevanten Konzentrationen vorzukommen. In Phase II wird anhand von Expositionsdaten und physikalisch/chemischen, pharmakologischen, sowie toxikologischen Eigenschaften der Substanzen abgeschätzt, ob weitere Untersuchungen zu Effekten auf bestimmte Ökosysteme notwendig sind und ob die Konzentrationen in der Umwelt die Wirkkonzentrationen in den Organismen der Ökosysteme über- oder unterschreiten. Der Beurteilungspfad, der in Phase I vorgestellt wird, kann im wesentlichen auch für eine Beurteilung von Pharmaka der Humanmedizin oder anderen Mikroschadstoffen, denen der Mensch ausgesetzt ist, angewandt werden. Abbildung 4.2.2.3.2-1 stellt den Beurteilungspfad dar:

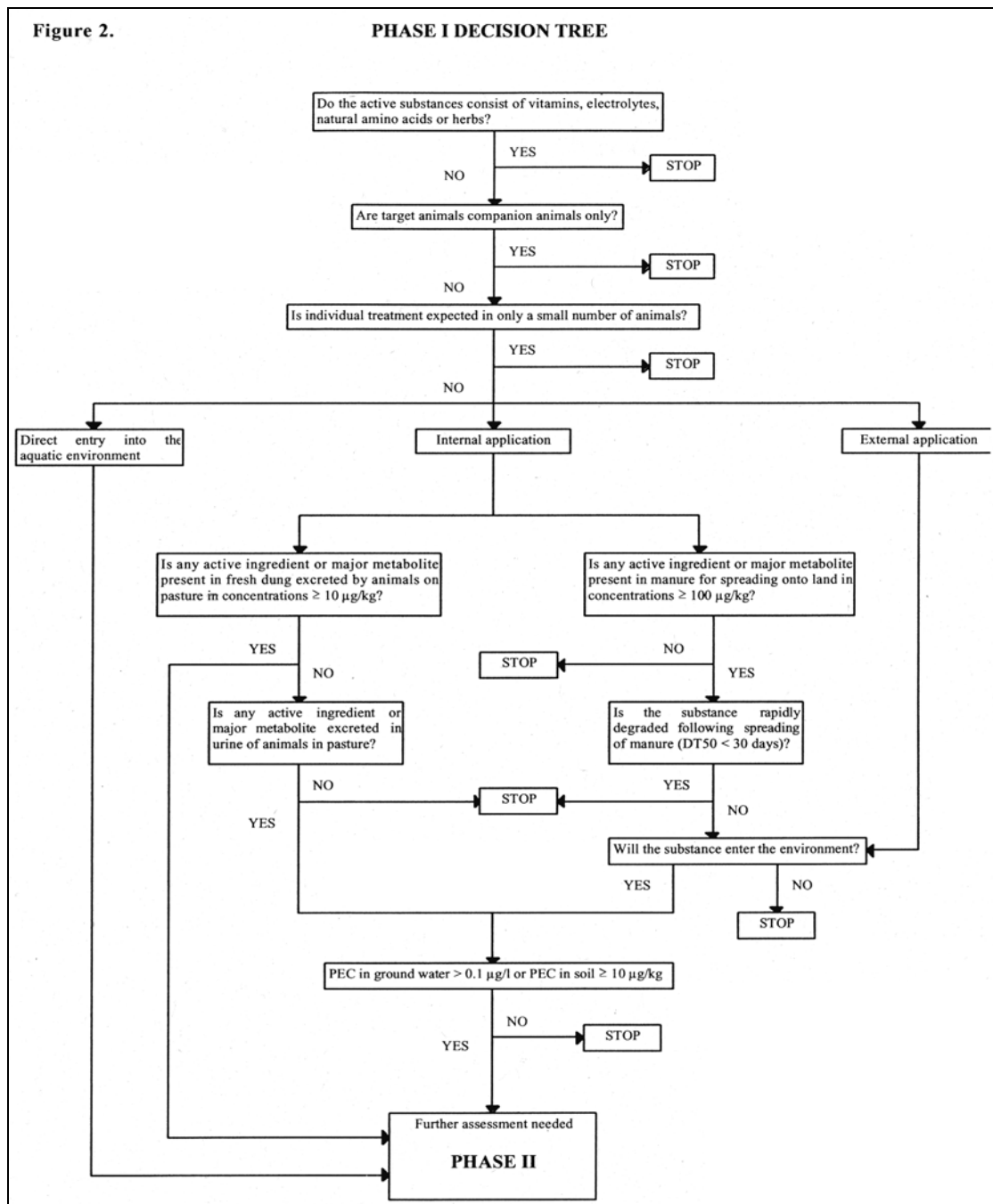


Abbildung 4.2.2.3.2-1. Beurteilungspfad zur Risikobeurteilung von veterinärmedizinischen Pharmaka (EMA, 1998)

Ist der $PEC_{\text{groundwater}} > 0,1 \mu\text{g/l}$ bzw. der $PEC_{\text{soil}} \geq 10 \mu\text{g/kg}$, so verweist der Entscheidungspfad darauf, dass eine weitere Betrachtung der Substanz notwendig ist.

4.2.2.3.3 grundsätzliche Berechnung der Konzentration im Urin bzw. im Bodenwasser

Die Berechnung der Konzentrationen an Schwermetallen und Pharmaka wurden nach unterschiedlichen Gesichtspunkten durchgeführt. Während für die Schwermetalle die Aufbringung der Frachten auf den Boden berechnet und mit gängigen Klärschlammgrenzwerten verglichen wurden, wurden die Pharmakakonzentrationen aufgrund ihres Vorliegens in wasserlöslicher Form im Urin auf die Bodenlösung bezogen und mit aus der Literatur verfügbaren „Predicted no effect concentrations (PNEC)“

verglichen. Die Berechnung der PEC für Pharmaka im Bodenwasser erfolgte analog zu den TGD (2003), allerdings wird in den TGD von einer Klärschlammausbringung ausgegangen, wodurch sich eine Verteilung zwischen Schlamm und Bodenwasser aufgrund des Kow-Wertes ergibt. Da aber bei der Ausbringung von Harn nur gelöste Stoffe zu erwarten sind, wurde die direkte Verdünnung mit dem Bodenwasser betrachtet.

Für die Abschätzung von Schwermetall-Konzentrationen im Urin wurden als "worst case" Szenario die bei Kirchmann & Peterson, 1995, (zitiert in Rieck, 2001) und die in der GerES III-Studie angegebenen Höchstwerte (vgl. Kapitel 4.2.2.2.1) herangezogen.

Für die Berechnung der zu erwartenden Pharmaka – Konzentration in der Bodenlösung wurde zunächst von der jährlichen österreichweiten Verbrauchsmenge (IMS, 1998) auf die tägliche Verbrauchsmenge geschlossen. Unter Einbeziehung der jeweiligen renalen Ausscheidungsrate wurde abgeschätzt, welche Konzentration pro Liter Urin zu erwarten ist. Für jene Substanzen, für die keine prozentuelle renale Ausscheidung bekannt war, wurde als "worst case" angenommen, dass 100% über Urin ausgeschieden werden. Diese Werte sind in Tabelle 4.2.2.3.5-2. kursiv dargestellt. Für die österreichweit pro Tag anfallende Menge an Urin wurde angenommen, dass 8 Millionen Einwohner pro Tag 1,5 l Urin ausscheiden. Gleichung 1 fasst diese Berechnungsschritte zusammen:

$$\text{Konzentration im Urin [mg/l]} = \frac{\text{Verbrauchsmenge / Jahr [mg]} / 365 * \text{prozentuelle renale Ausscheidung}}{1,5 \text{ l Urin / d} * 8000000 \text{ EW}} \quad \text{(Gleichung 1)}$$

1)

Die Abschätzung, welche Mengen an Schwermetallen, Pharmaka und Hormonen potentiell über Urin auf landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgebracht werden, erfolgte in zwei Schritten, wobei zunächst die Berechnungsgrundlagen ermittelt wurden. Dabei wurde berücksichtigt, dass sich österreichische Landwirte durch ihre Teilnahme an Umweltprogrammen verpflichtet haben, keine größeren Einzelgaben als 100 kg leicht verfügbaren N/ha auszubringen. Der Stickstoffgehalt im Urin wurde mit 7,4 g/l (Jönsson et al., 2005) angenommen. Aus diesen Überlegungen heraus ergeben sich – je nach Kultur und Anwendungszeitpunkt – aufzubringende Urinmengen von 4 – 16 m³/ha. Als weiteres mögliches Szenario wurde eine aufzubringende Urinmenge von 24 m³/ha betrachtet. Diese Menge resultiert aus Vorgaben des Wasserrechtsgesetzes, wonach auf Flächen ohne Gründecken eine Aufbringungsmenge von 175 kg N/ha/a erlaubt ist. In einem zweiten Schritt wurden aus den aufzubringenden Urinmengen die, in das Bodenwasser eingetragene Arzneimittelfracht geschätzt.

Für die Abschätzung des Bodenvolumens wurde angenommen, dass der Urin auf eine Fläche von 1ha mit einer Bodentiefe von 0,2 m aufgebracht wird, wodurch ein Volumen von 2000 m³ Boden resultiert. Da für Hormone und Pharmaka kaum Wirkdaten für terrestrische Lebewesen, sondern in erster Linie für aquatische Organismen vorliegen, wurden die Konzentrationen im Boden auf das Bodenwasser bezogen. Entsprechend der Technischen Richtlinie zur Erstellung von Risikobewertungen (TGD, 2003) wurde angenommen, dass die Wasserfraktion im Boden ($f_{\text{water,soil}}$) einem Wert von 0,2 $m_{\text{water}}^3/m_{\text{soil}}^3$ entspricht. Unter dieser Annahme befinden sich in 2000 m³ Boden 400 m³ Wasser (= 400000 l Wasser). Die Bodenwasserkonzentration wurde nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Konzentration im Bodenwasser [mg/l]} = \frac{\text{tägliche Ausscheidung der Substanz über Urin [mg/l]} * 1 \text{ l Urin}}{400000 \text{ l Bodenwasser}} \quad \text{(Gleichung 2)}$$

2)

4.2.2.3.4 Abschätzung für Schwermetalle

In Tabelle 4.2.2.3.5-1 werden Schwermetall-Frachten, welche aus einer potentiellen landwirtschaftlichen Verwertung von Urin resultieren, mit jenen Frachten verglichen, die aus

der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm resultieren. Es wurden vier verschiedene aufzubringende Urinmengen berücksichtigt. In Tabelle 4.2.2.3.5-1 zeigte sich, dass durch eine landwirtschaftliche Verwertung von Urin weit geringere Frachten in die Umwelt gelangen würden, als dies bei der Klärschlammverwertung der Fall ist.

4.2.2.3.5 Abschätzung für ausgewählte Pharmaka und Hormone

Der vorliegende Bericht soll eine grobe Bewertung der möglichen Konzentrationen ausgewählter Pharmaka und Hormone im Urin darstellen, um eine vorläufige Abschätzung des Risikos einer landwirtschaftlichen Urinverwertung durchzuführen. Für die verordnungstärksten Arzneimitteln in Österreich (IMS, 1998) wurde zunächst versucht, anhand von jährlichen Verbrauchsmengen, Ausscheidungsraten und der anfallenden Menge an Urin eine Konzentrationsabschätzung durchzuführen. Tabelle 4.2.2.3.5-2. stellt die auf diese Weise berechneten Konzentrationen im Bodenwasser (PEC_{soil}) für ausgewählte Pharmaka und Hormone dar:

Tabelle 4.2.2.3.5-1. Abschätzung der PECsoils und Frachten für die landwirtschaftliche Verwertung und Urin, sowie Vergleich mit Frachten durch landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm

	Konzentration im Urin [µg/l]	PEC _{soil} für x m ³ aufgegebenen Urin [µg/kg]				Frachten für x m ³ aufgegebenen Urin [mg/ha/a]				Vorschlag für die Schwermetallfrachtbegrenzung bei Aufbringung von 2-3t TM/ha/a [mg/ha/a]*	Grenzwerte in Oberösterreich [mg/kg TS]	Schwermetallfrachtbegrenzung in OÖ bei 10t/ha/3a [mg/ha/a]
		4 m ³	8 m ³	12 m ³	24 m ³	4 m ³	8 m ³	12 m ³	24 m ³			
Cadmium (Cd)	0,24	0,0003	0,0006	0,0008	0,0017	0,96	1,92	2,88	5,76	6000	5	16667
Chrom (Cr)	4	0,0047	0,0094	0,0141	0,0282	16	32	48	96	210000	400	1333333
Kobald (Co)	12	0,01	0,03	0,04	0,08	48	96	144	288	-	-	-
Kupfer (Cu)	155	0,18	0,36	0,55	1,09	620	1240	1860	3720	900000	400	1333333
Quecksilber (Hg)	0,55	0,0006	0,0013	0,0019	0,0039	2,2	4,4	6,6	13,2	6000	7	23333
Nickel (Ni)	227	0,3	0,5	0,8	1,6	908	1816	2724	5448	180000	80	266667
Blei (Pb)	2	0,002	0,005	0,007	0,014	8	16	24	48	300000	400	1333333
Zink (Zn)	110	0,1	0,3	0,4	0,8	440	880	1320	2640	4200000	1600	5333333
Arsen	3,9	0,005	0,01	0,01	0,03	15,6	31,2	46,8	93,6	-	-	-

*für Österreich (ÖWAV, 2003)

Tabelle 4.2.2.3.5-2. Konzentration im Bodenwasser (PEC_{soil}) für ausgewählte Pharmaka und Hormone

Stoff	jährlicher Verbrauch (g)	Tagesmenge (mg)	ausgeschieden (%)	tägliche Ausscheidung über Urin [mg/l]	PEC_{soil} für 4 m ³ aufgebracht Urin [mg/l]	PEC_{soil} für 8 m ³ aufgebracht Urin [mg/l]	PEC_{soil} für 16 m ³ aufgebracht Urin [mg/l]	PEC_{soil} für 24 m ³ aufgebracht Urin [mg/l]
Acetylsalicylsäure	78454000	214942466	100	17,9	0,18	0,36	0,72	1,07
Paracetamol	35075000	96095890	85	6,81	0,07	0,14	0,27	0,41
Mefenaminsäure	13170000	36082192	70	2,10	0,02	0,04	0,08	0,13
Ibuprofen	6696000	18345205	100	1,53	0,02	0,03	0,06	0,09
Diclofenac	6143000	16830137	60	0,84	0,01	0,02	0,03	0,05
Naproxen	4631000	12687671	95	1,00	0,01	0,02	0,04	0,06
Bezafibrat	4474000	12257534	71,7	0,73	0,007	0,015	0,029	0,044
Gemfibrozil	1173000	3213699	70	0,19	0,002	0,004	0,007	0,011
Clofibrat	548000	1501370	90	0,11	0,001	0,002	0,005	0,007
Simvastatin	208000	569863	100	0,05	0,0005	0,001	0,002	0,003
Sulfamethoxazol	963000	2638356	30	0,07	0,0007	0,0013	0,0026	0,0040
Trimethoprim	905000	2479452	70	0,14	0,0014	0,0029	0,0058	0,0087
Clarithromycin	2743000	7515068	70	0,44	0,0044	0,0088	0,0175	0,0263
Erythromycin	1131000	3098630	10	0,03	0,0003	0,0005	0,0010	0,0015
Amoxicillin	11558000	31665753	20	0,53	0,0053	0,0106	0,0211	0,0317
Clindamycin	1396000	3824658	65	0,21	0,0021	0,0041	0,0083	0,0124
Iopamidol	8828000	24186301	100	2,02	0,0202	0,0403	0,0806	0,1209
Iopromid	5386000	14756164	18	0,22	0,0022	0,0044	0,0089	0,0133
Amidotrizoesäure	2476000	6783562	100	0,57	0,0057	0,0113	0,0226	0,0339
Metoprolol	2442000	6690411	95	0,53	0,0053	0,0106	0,0212	0,0318
Sotalol	1083000	2967123	80	0,20	0,0020	0,0040	0,0079	0,0119
Propanolol	216000	591781	100	0,05	0,0005	0,0010	0,0020	0,0030
Carbamazepin	6334000	17353425	3	0,04	0,0004	0,0009	0,0017	0,0026
Diazepam	125000	342466	100	0,03	0,0003	0,0006	0,0011	0,0017
Lithiumcarbonat	2381000	6523288	100	0,54	0,0054	0,0109	0,0217	0,0326
17-beta-Estradiol	60000	164384	90	0,01	0,0001	0,0002	0,0005	0,0007
Ethinylestradiol	4000	10959	40	0,0004	0,000004	0,000007	0,000015	0,000022
Testosteron	24000	65753	90	0,005	0,0000	0,0001	0,0002	0,0003
Prasteron	39000	106849	94	0,008	0,0001	0,0002	0,0003	0,0005
Dydrogesteron	36000	98630	63	0,005	0,0001	0,0001	0,0002	0,0003
Fluorouracil	119000	326027	20	0,005	0,00005	0,00011	0,00022	0,00033
Cyclophosphamid	39000	106849	50	0,004	0,00004	0,00009	0,00018	0,00027
Ifosfamid	18000	49315	1	0,00004	0,0000004	0,0000008	0,0000016	0,0000025
Flutamid	410000	1123288	4,2	0,004	0,00004	0,00008	0,00016	0,00024

für kursiv gekennzeichnete renale Ausscheidungsraten wird angenommen, dass als "worst case" 100% über Urin ausgeschieden werden

4.2.2.3.6 *Beispielhafte Betrachtung einer "worst-case"-Situation*

Die Berechnung der potentiellen Bodenwasserkonzentrationen, die durch eine landwirtschaftliche Verwertung von Urin zu erwarten sein können, wurde anhand der jährlichen Verbrauchsmengen der Pharmaka und Hormone durchgeführt. Die Berechnung gibt somit die durchschnittliche österreichweite Belastung des Urins an.

Die Idee der separaten Erfassung von Urin ist in Europa derzeit nur in Form von Pilotprojekten oder einzelnen Siedlungen verwirklicht. Das bedeutet, dass der Urin nur von einer bestimmten Anzahl von Personen gesammelt und landwirtschaftlich verwertet wird. Im Folgenden wurde nun versucht, für ausgewählte Pharmaka und Hormone ein "worst-case"-Szenario zu berechnen. Dazu wurde die Annahme getroffen, dass alle Personen, die den Urin für die Düngung von 1 ha landwirtschaftlicher Fläche zur Verfügung stellen, die durchschnittliche Applikation der einzelnen Substanzen zu sich nehmen. Dieser Ansatz stellt beispielsweise für die Wintermonate, in denen vermehrt Pharmaka aufgenommen werden einen interessanten Aspekt dar. Wird Urin aus einer Wohnhausanlage gesammelt, in dem vermehrt junge Frauen wohnen, wird mit einer – im Vergleich zur durchschnittlichen EE2-Konzentration im Urin – höheren Konzentration zu rechnen sein, da diese Bevölkerungsgruppe die Hauptzielgruppe des synthetischen Hormons EE2 darstellt.

Die Berechnung des "worst-case" wurde wie folgt durchgeführt:

Zunächst wurde abgeschätzt, wieviele Personen jene Menge Urin erzeugen, die pro ha/a aufgebracht werden kann. Dabei wurde davon ausgegangen, dass der Mensch etwa 550 l/a Urin erzeugt. Weiters wurde angenommen, dass jede dieser Personen täglich die durchschnittliche Applikation der einzelnen Substanzen zu sich nimmt. Unter Einbeziehung der renalen Ausscheidungsraten wurde schließlich die Konzentration der Substanzen/ l Urin errechnet. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 4.2.2.3.6-1 dargestellt.

Tabelle 4.2.2.3.6-1. "worst-case" –Szenario für ausgewählte Hormone und Pharmaka – Konzentrationen im Bodenwasser

Stoff	durchschnittliche Applikation (mg/d)	ausgeschieden [%]	Anzahl Personen, die x m ³ Urin/a erzeugen				Konzentration im Urin, wenn alle Personen die Substanz einnehmen [mg/l]	PEC _{soil} für 4 m ³ aufgebrachten Urin [mg/l]	PEC _{soil} für 8 m ³ aufgebrachten Urin [mg/l]	PEC _{soil} für 16 m ³ aufgebrachten Urin [mg/l]	PEC _{soil} für 24 m ³ aufgebrachten Urin [mg/l]
			4	8	16	24					
Acetylsalicylsäure	300	100	7	15	29	44	200	2,0	4,0	8,0	12,0
Paracetamol	563	85	7	15	29	44	319	3,2	6,4	12,8	19,1
Mefenaminsäure	313	70	7	15	29	44	146	1,5	2,9	5,8	8,8
Ibuprofen	500	100	7	15	29	44	333	3,3	6,7	13,3	20,0
Diclofenac	63	60	7	15	29	44	25	0,3	0,5	1,0	1,5
Naproxen	375	95	7	15	29	44	238	2,4	4,8	9,5	14,3
Bezafibrat	300	71,7	7	15	29	44	143	1,4	2,9	5,7	8,6
Gemfibrozil	675	70	7	15	29	44	315	3,2	6,3	12,6	18,9
Clofibrat	375	90	7	15	29	44	225	2,3	4,5	9,0	13,5
Simvastatin	42,5	100	7	15	29	44	28	0,3	0,6	1,1	1,7
Sulfamethoxazol	800	30	7	15	29	44	160	1,6	3,2	6,4	9,6
Trimethoprim	155	70	7	15	29	44	72	0,7	1,4	2,9	4,3
Clarithromycin	312,5	70	7	15	29	44	146	1,5	2,9	5,8	8,8
Erythromycin	525	10	7	15	29	44	35	0,4	0,7	1,4	2,1
Amoxicillin	600	20	7	15	29	44	80	0,8	1,6	3,2	4,8
Clindamycin	487,5	65	7	15	29	44	211	2,1	4,2	8,5	12,7
Iopamidol	285	100	7	15	29	44	190	1,9	3,8	7,6	11,4
Iopromid	305	18	7	15	29	44	37	0,4	0,7	1,5	2,2
Amidotrizoensäure	-	100	7	15	29	44	-	-	-	-	-
Metoprolol	150	95	7	15	29	44	95	1,0	1,9	3,8	5,7
Sotalol	120	80	7	15	29	44	64	0,6	1,3	2,6	3,8
Propranolol	60	100	7	15	29	44	40	0,4	0,8	1,6	2,4
Carbamazepin	400	3	7	15	29	44	8	0,1	0,2	0,3	0,5
Diazepam	10	100	7	15	29	44	7	0,1	0,1	0,3	0,4
Lithiumcarbonat	225	100	7	15	29	44	150	1,5	3,0	6,0	9,0

17-beta-Estradiol	0,0875	90	7	15	29	44	0,1	0,0005	0,0011	0,0021	0,0032
Ethinylestradiol	0,0175	40	7	15	29	44	0,005	0,00005	0,0001	0,0002	0,0003
Testosteron	92	90	7	15	29	44	55	0,6	1,1	2,2	3,3
Prasteron	100	94	7	15	29	44	63	0,6	1,3	2,5	3,8
Dydrogesteron	5	63	7	15	29	44	2	0,02	0,04	0,08	0,13
Fluorouracil	150	20	7	15	29	44	20	0,2	0,4	0,8	1,2
Cyclophosphamid	250	50	7	15	29	44	83	0,8	1,7	3,3	5,0
Ifosfamid	1100	1	7	15	29	44	7	0,07	0,15	0,29	0,44
Flutamid	125	4,2	7	15	29	44	4	0,04	0,07	0,14	0,21

4.2.2.3.7 Vergleich von PECsoil und PNECsoil

Für die folgende Gegenüberstellung von Wirkdaten und PECs (**Tabelle 4.2.2.3.5-2.**) werden beispielhaft drei Substanzen, Carbamazepin, Diclofenac und EE2 ausgewählt, wobei die Auswahl nach dem Gesichtspunkt erfolgte, ob die Substanzen, im Grundwasser detektiert wurden, bzw. ob bereits erste Abschätzungen eines PNECs in der Literatur vorliegen.

Carbamazepin

Für Carbamazepin wurden – je nach Aufbringungsmenge an Urin – Bodenwasserkonzentrationen von 0,0004 – 0,0026 mg/l Bodenwasser errechnet (Tabelle 4.2.2.3.5-2.). Bezüglich der Ökotoxizität von Carbamazepin liegen bereits zahlreiche Daten vor:

Tabelle 4.2.2.3.7-1. Beispiele für Wirkdaten Carbamazepin in der aquatischen Umwelt

Organismus		Wert	Konzentration [mg/l]	Wirkung	Referenz
Vibrio fischeri (30min)	Bakterium	EC ₅₀	> 81	Lumineszenz	Ferrari et al., 2003
Desmodesmus subspicatus (3d)	Alge	EC ₅₀	74	Wachstum	Cleuvers, 2003
Lemna minor (7d)	Alge	EC ₅₀	25,5	Wachstum	Cleuvers, 2003
Chlorella vulgaris (48h)	Alge	EC ₅₀	36,6	Wachstum	Jos et al., 2003
Daphnia magna (48h)	Crustacea	EC ₅₀	>100	Mobilität	Cleuvers, 2003
Daphnia magna (48h)	Crustacea	EC ₅₀	> 13,8	Mobilität	Ferrari et al., 2003
Daphnia magna (48h)	Crustacea	EC ₅₀	97,8	Mobilität	Jos et al., 2003
Ceriodaphnia dubia (7d)	Crustacea	NOEC	0,025	Reproduktion	Ferrari et al., 2003
Ceriodaphnia dubia (48h)	Crustacea	EC ₅₀	77	Mobilität	Ferrari et al., 2003
Brachionus calyciflorus (48h)	Rädertierchen	NOEC	0,377	Reproduktion	Ferrari et al., 2003
Danio rerio (ELS) (10d)	Fisch	NOEC	25	Embryo- und Larvenmortalität	Ferrari et al., 2003

ELS....early life stage

Ferrari et al. (2003) errechneten anhand eines statistischen Extrapolationsmodells (Aldenbergh & Jaworska, 2000) einen PNEC_{water} von 0,42 µg/l (Ferrari et al., 2003). In der BLAC-Studie (2003) zur Bewertung von Arzneimitteln in der Umwelt wurde für Carbamazepin ausgehend von der, bei Ferrari et al. (2003) ermittelten Crustaceen-Toxizität (in Tabelle 4.2.2.3.7-1 mit * gekennzeichnet) und einem Unsicherheitsfaktor von 10 ein PNEC_{water} von 2,5 µg/l vorgeschlagen. Für eine grobe Abschätzung des Verhältnisses PEC/PNEC (Bodenwasserkonzentration = PEC) wurden in einem ersten Ansatz die bei Ferrari et al. (2003) bzw. BLAC (2003) vorgeschlagenen PNECs herangezogen:

Tabelle 4.2.2.3.7-2. vorläufiger Vergleich PEC/PNEC für Carbamazepin

	Reference	PEC _{soil} für 4 m ³ aufgebrauchten Urin [µg/l]	PEC _{soil} für 8 m ³ aufgebrauchte n Urin [µg/l]	PEC _{soil} für 16 m ³ aufgebrauchten Urin [µg/l]	PEC _{soil} für 24 m ³ aufgebrauchten Urin [µg/l]
PEC [µg/l]		0,4	0,9	1,7	2,6
PNEC _{water} [µg/l]	Ferrari et al., 2003	0,42	0,42	0,42	0,42
PEC/PNEC		1,0	2,1	4,0	6,2
PNEC _{water} [µg/l]	BLAC, 2003	2,5	2,5	2,5	2,5
PEC/PNEC		0,2	0,3	0,7	1,0

Tabelle 4.2.2.3.7-2 zeigt, dass bei einer landwirtschaftlichen Verwertung von Urin damit gerechnet werden muss, dass die im Boden erreichten Konzentrationen, die auf das Bodenwasser bezogen wurden, im Konzentrationsbereich der vorgeschlagenen PNEC_{water} liegen können. Hier bedarf es weiterer Untersuchungen, um das potentielle Risiko einer Urinverwertung für den Boden abzuschätzen.

Diclofenac

Auch für Diclofenac wurden – je nach Aufbringungsmenge an Urin – Bodenwasserkonzentrationen von 0,01 – 0,05 mg/l Bodenwasser errechnet (Tabelle 4.2.2.3.5-2.). Bezüglich der Ökotoxizität von Diclofenac liegen bereits zahlreiche Daten vor:

Tabelle 4.2.2.3.7-3. Beispiele für Wirkdaten Diclofenac in der aquatischen Umwelt

Organismus		Wert	Konzentration [mg/l]	Wirkung	Referenz
Desmodesmus subspicatus (3d)	Alge	EC ₅₀	72	Wachstum	Cleuvers, 2003
Lemna minor (7d)	Alge	EC ₅₀	7,5	Wachstum	Cleuvers, 2003
Daphnia magna (24h)	Crustacea	EC ₅₀	26	Vitalität	Biochemie GmbH, 1999
Daphnia magna (24h)	Crustacea	NOE C	18	Vitalität	Biochemie GmbH, 1999
Daphnia magna (48h)	Crustacea	EC ₅₀	68	Mobilität	Cleuvers, 2003
Brachydanio rerio (96h)	Fisch	NOE C	110	Vitalität	Biochemie GmbH, 1999

In der BLAC-Studie (2003) wurde für Diclofenac ein PNEC_{water} von 100 µg/l vorgeschlagen. Für eine erste grobe Abschätzung des Verhältnisses PEC/PNEC wurde dieser Wert herangezogen:

Tabelle 4.2.2.3.7-4. vorläufiger Vergleich PEC/PNEC für Diclofenac

	Referenz	PEC _{soil} für 4 m ³ aufgebrauchten Urin [µg/l]	PEC _{soil} für 8 m ³ aufgebrauchten Urin [µg/l]	PEC _{soil} für 16 m ³ aufgebrauchten Urin [µg/l]	PEC _{soil} für 24 m ³ aufgebrauchten Urin [µg/l]
PEC [µg/l]		8,4	16,8	33,7	50,5
PNEC _{water} [µg/l]	BLAC, 2003	100	100	100	100
PEC/PNEC		0,1	0,2	0,3	0,5

Für Diclofenac ergab eine erste grobe Abschätzung der potentiellen Konzentration aus der Urinverwertung und des vorläufigen PNECs, dass keine Gefährdung der Umwelt zu befürchten ist.

17 α -Ethinylestradiol (EE2)

Zur Ökotoxizität von EE2 liegen bereits umfangreiche Daten vor (Schweinfurth et al., 1997; Länge et al., 2001, Young et al., 2002). In einer Studie von Young et al. (2002) wird der PNEC für EE2 mit 0,1 ng/l durch Anwendung des Sicherheitsfaktors 5 auf eine so genannte "maximum acceptable toxicant concentration" (MATC) von 0,57 ng/l, die in reproduktionstoxikologischen Studien an Zebrafischen ermittelt wurde, abgeleitet. Auch Länge et al., 2001 (zitiert in ARCEM Endbericht, 2003) leitete anhand von reproduktionstoxikologischen Untersuchungen an der Fettkopfbresse einen PNEC-Wert aquatisch von 0,1 ng/l EE2 ab.

Ausgehend von der maximalen üblichen Dosierung des EE2 von 20 μ g/d und einer renalen Ausscheidung von 40% mit einer Halbwertszeit von etwa 28 h (Austria Codex, 2003) (in Tabelle 4.2.2.3.7-5 wurde mit 24h gerechnet), ergeben sich - je nach Aufbringungsmenge des Urins – die in Tabelle 4.2.2.3.7-5 dargestellten Bodenwasserkonzentrationen, die über dem PNEC_{water} liegen. Da für EE2 bereits eine Abschätzung der ökotoxikologischen Auswirkung der landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm vorliegt (Bursch et al., 2001), können im Fall des EE2 die durch Klärschlamm und Urin aufgebrauchten Frachten verglichen werden. Vergleicht man die durch Urin aufgebrauchten Frachten/ha/a mit den durch 3 t/ha/a Klärschlamm aufgebrauchten, so zeigt sich jedoch, dass die durch Urin induzierten Frachten bedeutend geringer sind.

Tabelle 4.2.2.3.7-5. PNEC_{water}, tägliche Aufnahme, Ausscheidung, Bodenwasserkonzentration und Frachten durch Verwertung von Urin, sowie Frachten durch Verwertung von Klärschlamm für EE2

PNEC _{aqua} [μ g/l]	tägliche Aufnahme (oral) [μ g]	Tägliche Ausscheidung [μ g/l]	PEC _{soil} für x m ³ aufgebrauchten Urin [μ g/l]				Frachten für x m ³ aufgebrauchten Urin [mg/ha/a]				Max. Konz. im komm. Klärschlamm [mg/kg TM]*	Frachten für 3t aufgebrauchten Klärschlamm [mg/ha/a]
			4	8	16	24	4	8	16	24		
0,0001	20 μ g/d (übliche Dosis)	2,7	,03	,05	0,1	0,2	10,8	21,6	43,2	64,8	0,128	384

*Bursch et al., 2001

In einer Bewertung von Klärschlamm in Niederösterreich von Bursch et al. (2001), wurde abgeschätzt, ob die maximale Konzentration an EE2 in kommunalem Klärschlamm eine Gefährdung der Umwelt darstellt, wobei jedoch das Sickerwasser im Boden betrachtet wurde. Es zeigte sich, dass die Sickerwasserkonzentrationen unter der Annahme der Aufbringung von Klärschlamm mit der maximalen EE2-Konzentration von 0,128 mg/kg TM mit 0,8 ng/l im Bereich des NOEC für Fische bzw. ca. 9fach über dem PNEC-Wert liegt. Beim Aufbringen von 8 m³ Urin würde 1/18 der EE2 – Fracht, welche in 3t Klärschlamm vorliegt auf den Boden aufgebracht; beim Aufbringen von 24 m³ Urin wäre die aus dem Urin stammende EE2-Fracht etwa 1/6 der Fracht in 3 t Klärschlamm.

4.2.3 Variante II: landwirtschaftliche Verwertung von unbehandeltem Abwasser (Senkgrubeninhalt)

Das folgende Kapitel betrachtet den potentiellen Eintrag von Schadstoffen (organische Schadstoffe, Pharmaka, Hormone), welcher beim Verregnen von ungeklärtem kommunalem Rohabwasser im Boden zu erwarten ist. In einer ersten Berechnung werden potentielle Schadstofffrachten, die aus dem Aufbringen von Rohabwasser auf Boden resultieren, mit jenen Frachten verglichen, die bei einer landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm in die Umwelt gelangen.

Zunächst wurden Daten zu ausgewählten Schadstoffkonzentrationen im Zulauf von Kläranlagen bzw. im Klärschlamm erhoben (BLAC, 2003; Bursch et al., 2001; UBA, 1997; UBA, 2001). Sämtliche Berechnungen wurden mit Maximalkonzentrationen, sowohl in Abwasser, als auch in Klärschlamm durchgeführt. Die Abschätzung, welche Mengen an organischen Schadstoffen, Pharmaka und Hormonen potentiell über Abwasser auf landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgebracht werden, erfolgte in zwei Schritten. Erstens wurde berücksichtigt, dass sich österreichische Landwirte durch ihre Teilnahme an Umweltprogrammen verpflichtet haben, keine größeren Einzelgaben als 100 kg leicht verfügbaren N/ ha auszubringen. Zweitens wurde aus der N-Konzentration im Urin (7,4 g/l [Schneider, 2005]), einer täglichen Urinmenge von 1,5 l/EW/d und einer täglichen Abwassermenge von 115 l/Person (ATV, 1994) eine N-Konzentration von 0,096 g/l Abwasser berechnet. Ausgehend von diesen Daten könnten demnach 1042 m³/ha/a Abwasser auf Böden aufgebracht werden. Da diese Menge an Abwasser einen massiven Eingriff in den natürlichen Wasserhaushalt des Bodens darstellt, wurde der potentielle Schadstoffeintrag bei geringeren aufzubringenden Abwassermengen untersucht. Als Anhaltspunkt wurde das oberösterreichische Bodenschutzgesetz herangezogen, welches eine theoretische stoffliche Verwertung von bis zu 100 m³ Senkgrubeninhalt pro Hektar und Jahr erlaubt. Im Folgenden wurden Schadstoffkonzentrationen für drei Abwassermengen (50 m³, 100 m³, 1000 m³) berechnet. Es wurde angenommen, dass die Schadstofffrachten des rohen Abwassers nicht abgebaut werden und dass sie durch eine mögliche Partikelentnahme nicht reduziert werden.

Ausgehend von Schadstoffkonzentrationen im Klärschlamm und einer, für landwirtschaftliche Verwertung zugelassenen Klärschlammmenge von 2,5 t/ha/a (ÖWAV, 2003) wurden in einem weiteren Schritt potentiell über Klärschlamm in die Umwelt eingetragene Schadstofffrachten berechnet. Zusätzlich erfolgte eine Untersuchung von potentiellen Schadstofffrachten für jene Substanzen, für die bereits Grenzwerte im Klärschlamm vorgeschlagen sind (EU Klärschlammrichtlinie 3rd Draft, 2000)

Tabelle 4.2.3-1 stellt die Ergebnisse verschiedener Studien (BLAC, 2003; Bursch et al., 2001; UBA, 1997; UBA, 2001) dar.

Tabelle 4.2.3-1. Konzentrationen ausgewählter organischer Schadstoffe, Pharmaka und Hormone im Zulauf von Kläranlagen und im Klärschlamm, sowie aus einer stofflichen Verwertung resultierende Frachten

		Zulauf Kläranlagen		Frachten für x m ³ aufgebracht Abwasser [mg/ha/a]			in entwässertem Klärschlamm ⁶ [mg/kg TS]		Frachten bei 2,5t/ha/a aufgebrachten Klär- schlamm ⁸ [mg/ha/a]	vorgeschlagene Grenzwerte im Klärschlamm [mg/kg TS]	Frachten bei 2,5t/ha/a aufgebrachten Klär- schlamm ⁸ [mg/ha/a]
		min.	max	50 m ³	100 m ³	1000 m ³	min.	max.			
Polychlorierte Biphenyle											
PCB 28	ng/l	n.n.	<4	<0,2	<0,4	<4,0					
PCB 52	ng/l	n.n.	<4	<0,2	<0,4	<4,0					
PCB 101	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-	Summe:	Summe:	468	Summe: 0,8 ¹	2000
PCB 138	ng/l	n.n.	<4	<0,2	<0,4	<4,0	0,03 ²	0,19 ²			
PCB 153	ng/l	n.n.	<4	<0,2	<0,4	<4,0					
PCB 180	ng/l	n.n.	<4	<0,2	<0,4	<4,0					
PCB 118	ng/l	n.n.	n.n.								
PCB 77	ng/l	n.n.	<4	<0,2	<0,4	<4,0					
PCB 81	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
PCB 105	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
PCB 114	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
PCB 123	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
PCB 126	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-	n.n. ²	<0,004 ²	<10		
PCB 156	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
PCB 157	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
PCB 167	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
PCB 169	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-	n.n. ²	<0,004 ²	<10		
PCB 189	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
Phthalate											
Dimethylphthalat	µg/l	<0,4	17	850	1700	17000	n.n.	<0,33	<825		
Diethylphthalat	µg/l	<0,4	26	1300	2600	26000	n.n.	4,4	11000		
Dibutylphthalat	µg/l	<0,5	2,3	115	230	2300	n.n.	0,69	1725		
Butylbenzylphthalat	µg/l	<0,4	0,41	20,5	41	410	n.n.	0,27	675		
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	<1,0	7,5	375	750	7500	n.n.	47	117500	100 ¹	250000
Diocetylphthalat	µg/l	<0,4	<0,4	<20	<40	<400	n.n.	n.n.	-		
Organozinnverbindungen											

Monobutyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	29	1,45	2,9	29,0	n.n.	0,53	1325		
Dibutyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	31	1,55	3,1	31,0	n.n.	2,0	5000		
Heptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
Tributyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	20	1,0	2,0	20,0	n.n.	0,09	225	20 ³	50000
Diphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
Diheptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
Triphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
Alkylphenole, NP1EO, NP2EO, Bisphenol A Butylhydroxyanisole											
4-tert-Butylphenol	ng/l	63	887	44,4	88,7	887	n.n.	0,29	725		
4-sec.-Butylphenol	ng/l	<50	<50	<2,5	<5	<50	n.n.	0,70	1750		
4-tert-Amylphenol	ng/l	<50	<50	<2,5	<5	<50	n.n.	0,30	750		
4-tert-Octylphenol	ng/l	43	362	18,1	36,2	362	<0.01	1,60	4000		
4-Nonylphenol techn.	ng/l	249	9382	469	938	9382	0,46	65	162500		
NP1EO	ng/l	169	11360	568	1136	11360	0,15	23,0	57500	Summe: 50 ¹	125000
NP2EO	ng/l	790	27468	1373	2747	27468	<0.180	13,0	32500		
Bisphenol A	ng/l	196	8425	421	843	8425	0,06	1,10	2750		
2-u.3-tert.Butyl-4-hydroxyanisole	ng/l	54	232	11,6	23,2	232	n.n.	0,06	150		
LAS⁷	µg/l	400	3500	175000	350000	3500000	2199	17955	44887500	2600 ¹	6500000
Arzneimittel											
Diclofenac	ng/l	<40	1380	69	138	1380					
Ibuprofen	ng/l	166	3470	174	347	3470					
Naproxen	ng/l	200	2030	102	203	2030					
Phenazon	ng/l	69	374	18,7	37,4	374					
Clofibrinsäure	ng/l	n.n.	420	21	42	420					
Bezafibrat	ng/l	620	5560	278	556	5560					
Fenofibrat	ng/l	n.n.	370	18,5	37	370					
Coffein	ng/l	20800	58300	2915	5830	58300					
Carbamazepin	ng/l	212	914	45,7	91,4	914					
Verapamil	ng/l	n.n.	68	3,4	6,8	68					
Penicillin V	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
Penicillin G	ng/l	n.n.	n.n.	-	-	-					
Sulfamethoxazol	ng/l	<50	232	11,6	23,2	232					

Erythromycin	ng/l	106	629	31,5	62,9	629				
Trimethoprim	ng/l	111	370	18,5	37	370				
Steroidhormone										
17 α -Ethinylöstradiol ⁵	μ g/l	<0,001	0,001	0,05	0,1	1,0	-	0,128 ⁴	320	
Estron ⁵	μ g/l	<0,001	0,28	14,0	28,0	280				
Estradiol ⁵	μ g/l	<0,001	0,08	4,0	8,0	80				

¹EU working document on sludge, third draft, 27 April 2000

²in Faulschlamm (UBA, 1997)

³Schnaak, 1995

⁴Bursch et al., 2001

⁵BLAC, 2003

⁶UBA 2001

⁷UBA, 1995

⁸bezogen auf zulässige aufzubringende Klärschlammengen in Niederösterreich und der Steiermark (ÖWAV, 2004)

Der Vergleich der potentiellen Schadstofffrachten aus Abwasser bzw. Klärschlamm zeigt, dass durch eine Verwertung von Abwasser nur in Ausnahmefällen höhere Schadstofffrachten in die Umwelt gelangen würden, als durch Klärschlamm. Polychlorierte Biphenyle werden im Abwasser und im Klärschlamm kaum detektiert. Ebenso wird Dimethylphthalat im Klärschlamm nicht nachgewiesen. Von den Phthalaten ist in der EU Klärschlammrichtlinie 3rd Draft nur Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) mit 100 mg/kg TS begrenzt, was bei einer Aufbringung von 2,5 t/a einem Eintrag von 250 g/ha/a entsprechen würde. Die mit dem Abwasser aufgebrauchten Frachten liegen jedenfalls für die Phthalate weit unter diesem Wert. Für die Substanzen 4-tert-Butylphenol, Bisphenol A und 2- und 3-tert-Butyl-4-hydroxyanisole würden die Frachten im potentiell stofflich verwerteten Klärschlamm nur dann überstiegen, wenn 1000 m³ Abwasser auf Boden aufgebracht würde. Vergleicht man die potentielle Schadstofffrachten, die sich - basierend auf den vorgeschlagenen Grenzwerten - für Klärschlamm ergeben, mit den errechneten Frachten aus Abwasser, so zeigt sich, dass aus dem Abwasser keine höheren Frachten in die Umwelt eingetragen würden. So liegt etwa der diskutierte Klärschlamm-Grenzwert für die Summe von 4-Nonylphenol, NP1EO und NP2EO bei 50 mg/kg TS; die daraus resultierende Fracht (bei einer Verwertung von 2,5 t/ha/a) beträgt 125 g/ha/a. Die Summe der Frachten der drei Substanzen, die aus einer stofflichen Verwertung von 100 m³ Abwasser resultieren würde, liegt bei 4,8 g/ha/a. Auch bei der Aufbringung von 1000 m³ werden die potentiellen Frachten aus Klärschlamm nicht erreicht. Für die LAS, für welche eine Klärschlamm-Fracht von 6500 g/ha/a (basierend auf einem Grenzwert von 2600 mg/kg TS) berechnet wurde, zeigen die potentiellen Frachten im Abwasser bei Verwendung von 1000 m³ einen niedrigeren Wert von 3500 g/ha/a.

4.2.4 Diskussion und Schlussfolgerung

Im vorliegenden Kapitel wurde versucht, das Umweltrisiko einer landwirtschaftlichen Verwertung von Teilströmen des häuslichen Abwassers abzuschätzen, wobei im Besonderen auf „getrennt gesammelten Urin“ eingegangen wurde. Um den Vergleich mit einem weiteren Teilstrom zu gewährleisten, wurde auch die Fraktion „unbehandeltes häusliches Abwasser“ näher untersucht.

Wie Kapitel 4.2.2.2 und 4.2.2.3 zeigen, kann Urin verschiedene Schadstoffe, besonders Hormone und Pharmaka enthalten, deren Auswirkungen auf die Umwelt noch nicht bzw. nicht vollständig erforscht sind. Neben konkreten Daten über das Vorkommen der Substanzen im Urin fehlen Untersuchungen bezüglich des Einflusses der Substanzen auf die unterschiedlichen trophischen Niveaus des Bodens. Auch Fragen zu einem möglichen verstärkten Abbau im Boden, der Adsorption an die Bodenmatrix bzw. der Verfügbarkeit der Stoffe im Boden sind größtenteils erst unzureichend beantwortet (Schneider, 2005). Aufgrund des Nachweises zahlreicher Pharmaka und Hormone im Urin und der Erkenntnis, dass eine Lagerung des Urin nicht ausreicht, um Arzneimittel gänzlich zu entfernen (Wupperverband, 2003), sollte Urin vor einer landwirtschaftlichen Verwertung auf das Vorkommen von Pharmaka und Hormonen untersucht werden. Gegebenenfalls ist eine Vorbehandlung oder eine mengenbeschränkt kontrollierte Aufbringung nötig.

Pharmaka und Hormone konnten bereits im Grundwasser nachgewiesen werden (vgl. Kapitel 4.2.2.2). Der Nachweis dieser Substanzen in exponiertem Grundwasser, also in Grundwässern unterhalb von Abwasserverregnungsanlagen, Abwassersickerschächten oder landwirtschaftlicher Intensivnutzflächen zeigt, dass der Boden die Schadstoffe nur bedingt zurückhalten kann und eine Auswaschung ins Grundwasser nicht auszuschließen ist.

Mikroschadstoffe (z.B. Arzneimittel, Hormone) im Urin stellen bei einer landwirtschaftlichen Verwertung nur ein regionales, kein flächendeckendes Problem dar, da aufgrund der geringen Mengen, jedoch hohen Konzentrationen, in Österreich relativ wenig Fläche notwendig ist. Darüber hinaus ergibt sich im Bezug auf alternative Abwassersysteme und die Verwendung der einzelnen Abwasserteilströme die Möglichkeit, Urin nicht vorrangig als Dünger einzusetzen, ihn aber dennoch auf landwirtschaftliche Kulturflächen aufzubringen.

Eine Reduktion der auf Felder aufzubringenden Urinmengen oder eine technische Behandlung zur Reduktion der Schadstoffe, würde zu einer Verbesserung der Situation im Hinblick auf die Schadstoffbelastung führen. In diesem Fall steht nicht die stoffliche Verwertung des Teilstroms Gelbwasser im Vordergrund, sondern die (schadlose) Verbringung dieses Teilstroms bzw. die Reduktion der abwassertechnisch zu behandelnden Schmutzfrachten.

Durch die Aufbringung von Rohabwasser gelangen, wie aus Kapitel 4.2.3 ersichtlich, keine relevant höheren Schadstofffrachten in die Umwelt, als durch den Eintrag von Klärschlamm. Schadstofffrachten, die basierend auf den vorgeschlagenen Grenzwerten für Klärschlamm (EU Klärschlammrichtlinie 3rd Draft, 2000; Schnaak, 1995) errechnet wurden, übersteigen die Frachten im potentiell aufzubringenden Abwasser deutlich. Aus hygienischer Sicht sollte die Aufbringung von Rohabwasser auf Böden allerdings kritisch betrachtet werden.

Sowohl bei der Betrachtung des Urins (Schwermetalle), als auch bei der Untersuchung des Rohabwassers, wurden die Schadstofffrachten, die durch Urin/Abwasser in den Boden gelangen würden, mit jenen aus der Klärschlammverwertung verglichen, bzw. wurden diskutierte Grenzwerte für die Substanzen in Klärschlamm herangezogen. Es zeigte sich, dass durch den Klärschlamm deutlich höhere Schwermetallfrachten in den Boden gelangen, als dies bei einer Verwertung von Urin der Fall wäre. Gleichzeitig würden diskutierte Grenzwerte für Schadstoffe im Klärschlamm durch das Aufbringen von Rohabwasser nicht erreicht. Der Vergleich von Schadstofffrachten aus Klärschlamm und Schadstofffrachten aus Urin bzw. Abwasser sollte nur für eine erste Abschätzung der jeweiligen Größenordnungen herangezogen werden. Eine direkte Vergleichbarkeit der Schadstofffrachten aus den unterschiedlichen Matrizen Klärschlamm (feste Phase) und Urin/Abwasser (flüssige Phase) ist jedoch nicht möglich. Während potentielle Mikroschadstoffe im Klärschlamm in gebundener Form vorliegen, befinden sie sich im Urin bzw. im Abwasser in gelöster Form und zeichnen sich somit durch eine bessere Umweltverfügbarkeit aus. Die Tatsache, dass die Frachten mancher Substanzen im Klärschlamm höher sind, als im aufzubringenden Urin bzw. Rohabwasser, bedeutet somit nicht automatisch die Schadlosigkeit dieser Aufbringung.

Im Rahmen der Varianten zur landwirtschaftlichen Verwertung von Abwasserteilströmen wird unter anderem auch die Vermischung von getrennt gesammeltem Urin mit Gülle betrachtet. Diese Möglichkeit ist differenziert zu betrachten. Zum einen kommt es durch die Vermischung der beiden Fraktionen zu einer Verdünnung potentieller Schadstoffe im Urin, wodurch – bei einer landwirtschaftlichen Verwertung- die Belastung des Bodens mit Schadstoffen reduziert würde. Gleichzeitig kann auch Gülle Schadstoffe (z.B. Pharmaka aus dem Veterinärbereich) enthalten. Bei der Vermischung von Urin und Gülle kann somit jede der beiden Fraktionen mit den potentiellen Schadstoffen der anderen Fraktion kontaminiert werden. Während die Konzentrationen einzelner Schadstoffe durch die Verdünnung sinken, kann die Anzahl der potentiellen Schadstoffe im Urin/Gülle-Gemisch steigen. Ein ähnliches Szenario ergibt sich bei der Vermischung von Grauwasser mit Gülle. Inwieweit Schadstoffkonzentrationen im Boden bzw. im Bodenwasser als tolerierbar angesehen werden, ist dabei in letzter Instanz eine politische Entscheidung.

5 ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG UND EMPFEHLUNGEN

5.1 Zusammenfassende Beurteilung der praktischen Umsetzbarkeit

5.1.1 Einleitung

In Kap. 3.1 wurden die technisch möglichen Konzepte dargestellt. In Kap. 3.3 wurden Kostenvergleichsrechnungen für ausgewählte Varianten dieser Konzepte und in Kap. 3.4 Untersuchungen zur Akzeptanz durchgeführt. In Kap. 4.1 wurden alle Konzepte einer generellen Bewertung hinsichtlich hygienischer Anforderungen unterzogen. Kap. 4.2 hat schließlich die Verwertung von Teilströmen in der Landwirtschaft im Hinblick auf Schadstoffe untersucht.

Ziel des gegenständlichen Projektes ist es, Empfehlungen für die zukünftige Ausrichtung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum zu erarbeiten. Dies beinhaltet insbesondere die Frage, ob alternative Konzepte Vorteile gegenüber den konventionellen Konzepten aufweisen können. Im Hinblick auf die Fristen für die Umsetzung einer angemessenen Abwasserentsorgung wird hier von einem zeitlichen Rahmen der nächsten 5-10 Jahre ausgegangen. Die praktische Umsetzbarkeit in diesem Zeitrahmen wird mit den in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Aspekten beurteilt:

- Kosten
- Akzeptanz
- Hygiene
- Umweltrisiko
- Rechtliche Situation

Die rechtliche Situation kann zwar prinzipiell angepasst werden, es wird aber davon ausgegangen, dass dies kaum kurzfristig möglich ist. Daher wurden der vorliegenden Studie die derzeitigen rechtlichen Gegebenheiten zugrunde gelegt. Auf die Bewertung von Kriterien, die langfristig relevant sind, aber zurzeit kaum sinnvoll bewertet werden können (z.B. Energiepreisentwicklung), wird verzichtet (siehe auch Starkl et al., 2004).

5.1.2 Konkrete Bewertung: Kosten und Akzeptanz

5.1.2.1 Kosten

Die Kostenberechnungen in Kap. 3.3 weisen in 5 der betrachteten 6 Projektgebiete deutliche Kostenvorteile für alternative Konzepte auf. Die durchschnittlichen möglichen Kosteneinsparungen / EW in diesen 5 Gebieten liegen bei rd. 25% (siehe Abb. 5.1.2-1 und 5.1.2-2).

Diese alternativen Konzepte beinhalten auch Mischvarianten (siehe Kap. 3.3), d.h. Varianten die eine Kombination aus unterschiedlichen Konzepten darstellen (z.B. auch konventionell – alternativ).

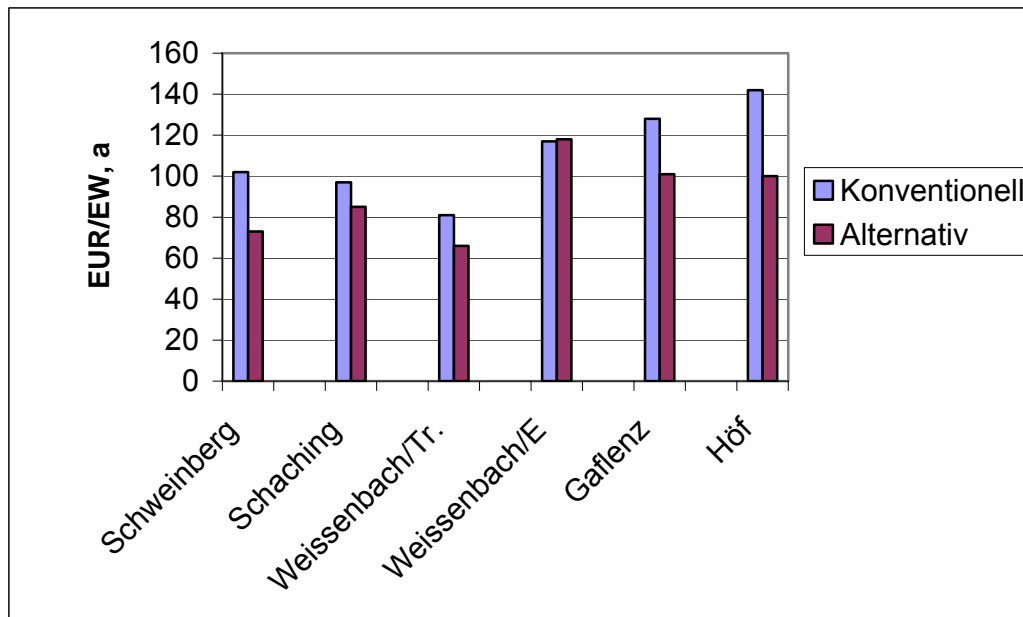


Abbildung 5.1.2-1. Kostenunterschiede zwischen konventionellen und alternativen Varianten (Standardfall 1: ohne Preissteigerung, siehe Kap. 3.3)

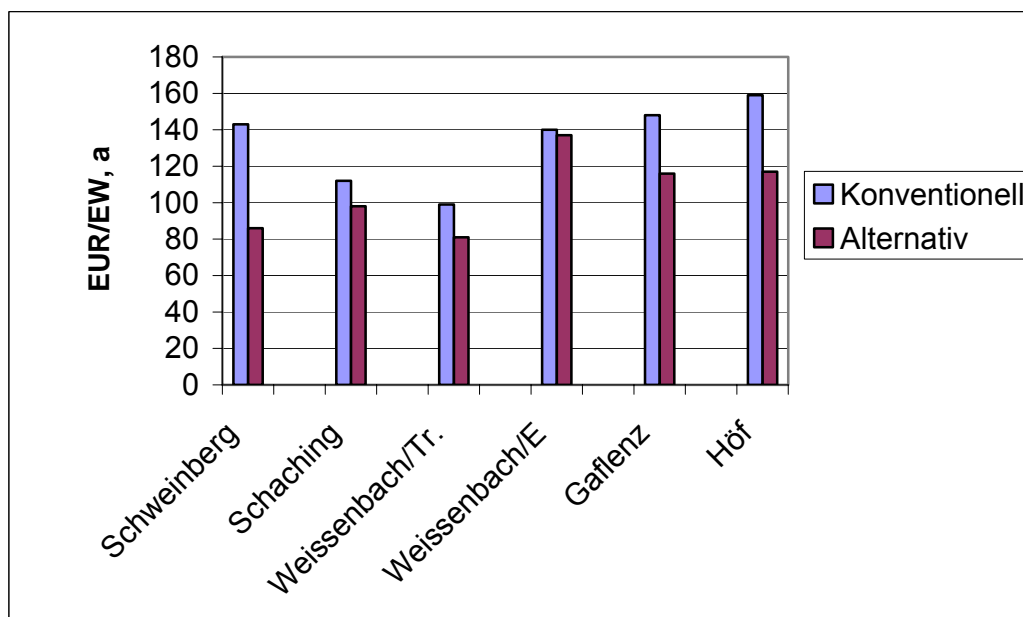


Abbildung 5.1.2-2. Kostenunterschiede zwischen konventionellen und alternativen Varianten (Standardfall 2: mit Preissteigerung, siehe Kap. 3.3)

Vorteilhaft hinsichtlich der Kosten wirken sich vor allem folgende alternativen Konzepte aus:

Einsatz von Toilettensystemen zur Abtrennung des Urins in den Varianten A2 und B1. Der Grund dafür liegt im geringeren Spülwasseranfall dieser Toilettensysteme (siehe Kap. 2.1) und der damit erheblich reduzierten Kosten für die Senkgrubenentsorgung. Die Senkgrubenentsorgung kann weilers kostengünstig von Landwirten übernommen werden oder könnte das anfallende Schwarzwasser auch z.B. in eine Biogasanlage eingeleitet werden (sinnvoll nur bei einer unteren Grenze der Übernahmekosten – siehe Kap. 3.2 und 3.3).

Weiters konnten in den Gebieten in OÖ mit der Variante B4a (Feststoffspeicher, „septic tank“) Kosten eingespart werden. Dies liegt in den geringeren Kosten für die Ableitung der flüssigen Phase, die mittels eines Schlauchs erfolgen kann (siehe Kap. 3.1.3.2.4). Als Kosten dafür wurden die Kosten für Druckleitungen im jeweiligen Bundesland (siehe Kap. 3.2.3.5) angesetzt. In NÖ zeigen sich diese Kostenvorteile nicht, da dort der Preisunterschied zwischen einem herkömmlichen Kanal und einer Druckleitung entsprechend den Kostenrichtwerten des Landes geringer sind (siehe Kap. 3.2.3.5).

In einem Fall (Weissenbach/Enns) konnten auch, zumindest im Standardfall 2, mit der Variante B3a Kosten eingespart werden. Der Grund dafür liegt in der nicht vorhandenen Möglichkeit der direkten Verwertung der Senkgrubeninhalte durch Landwirte und der geringeren (volkswirtschaftlichen – siehe Kap. 3.2.4) Kosten für die Übernahme von Urinfreiem Abwasser in der Kläranlage. Diese Variante ist aber fast kostengleich mit einer konventionellen Variante (siehe Abb. 5.1.2-1/2).

Darüber hinaus können Nicht-Landwirte, abhängig von den Randbedingungen (Entfernung zu einer Übernahmestation für Senkgrubeninhalte, anfallende Braunwassermenge), mittels Einsatz einer Komposttoilette eventuell noch weitere Kosten einsparen.

5.1.2.2 Akzeptanz

Generell wird die Akzeptanz im Kontext des Projektes vor allem durch folgende Aspekte positiv beeinflusst:

- Geringe Gesamtkosten (und zwar vor allem die betriebswirtschaftlichen Kosten aus Sicht der NutzerInnen)
- Vertrautheit mit vergleichbaren technischen Lösungen (z.B. Trennung von Abwasserströmen in einigen Häusern im Ort bereits realisiert)
- Möglichkeit zur Beibehaltung des gewohnten Nutzerverhaltens (keine Komforteinbußen, kein höherer Betriebsaufwand etc.)
- Keine Umbauten im und am eigenen Haus, Möglichkeit zur Nutzung bestehender Einrichtungen (z.B. Verwendung der vorhandenen Senkgrube als Feststoffspeicher)
- Positives Image der Pflanzenkläranlage (Varianten mit Pflanzenkläranlagen werden eher akzeptiert)

Von großer Bedeutung ist dabei, dass es sich bei diesen Faktoren ausschließlich um subjektiv wahrgenommene Merkmale verschiedener Abwassersysteme handelt. Objektiv messbare Vorzüge bestimmter Varianten haben nur dann einen Einfluss auf persönliche Präferenzen, wenn sie als solche kommuniziert und von den Betroffenen anerkannt werden. Den Kosten der verschiedenen Varianten wird zwar ein hoher Stellenwert beigemessen, die geäußerten Präferenzen der Bevölkerung werden aber letztlich nur zum Teil durch die prognostizierten Kosten beeinflusst. Beispielsweise werden mögliche Komfortverluste bestimmter Varianten selbst durch deutliche Kostengewinne nicht wettgemacht. Ebenfalls von Bedeutung ist, dass die entsprechend den einschlägigen Richtlinien angesetzten Kosten für die betroffenen BürgerInnen nicht immer plausibel erscheinen. Für die direkt Betroffenen sind v.a. die betriebswirtschaftlichen Kosten im engeren Sinn (Was kostet der Hausanschluss und der laufende Betrieb?) und nicht die volkswirtschaftlichen Kosten relevant.

Die Untersuchungen in Kap. 3.4 zeigen, dass bei der ländlichen Bevölkerung in den Modellregionen nur geringe Akzeptanz für den Einsatz von Separationstoiletten und Komposttoiletten gegeben ist.

Komposttoiletten wurden in allen Gemeinden abgelehnt. Ebenso stoßen die Separationstoiletten auf wenig Akzeptanz. Wie eine ergänzende Untersuchung in der Linzer

Solar City bei Personen mit Nutzungserfahrungen gezeigt hat, werden Separationstoiletten (hier speziell der Typ „Roediger“) vor allem von jenen Personen akzeptiert, die über das Gesamtsystem der Urinseparation Bescheid wissen, diesem positiv gegenüberstehen, und den ökologischen Nutzen solcher Systeme (Verwertung von Urin) befürworten. Gerade dieser Nutzen ist aber nur sehr eingeschränkt gegeben, wie in Kap. 2.4 dargelegt wurde. Hauptgrund für mangelnde Akzeptanz liegt in dem als geringer wahrgenommenen Benützungskomfort (Spritzen bei Spülung, Verstopfung der Toilette, eingeschränkte Benützbarkeit der Toilette etc.) und dem deutlich höheren Reinigungsaufwand im Vergleich zu einem herkömmlichen Standard-WC. Die diesbezüglichen Ergebnisse der Untersuchung in der Solar-City (Kap. 3.4) sind nochmals in den folgenden beiden Abbildungen dargestellt:

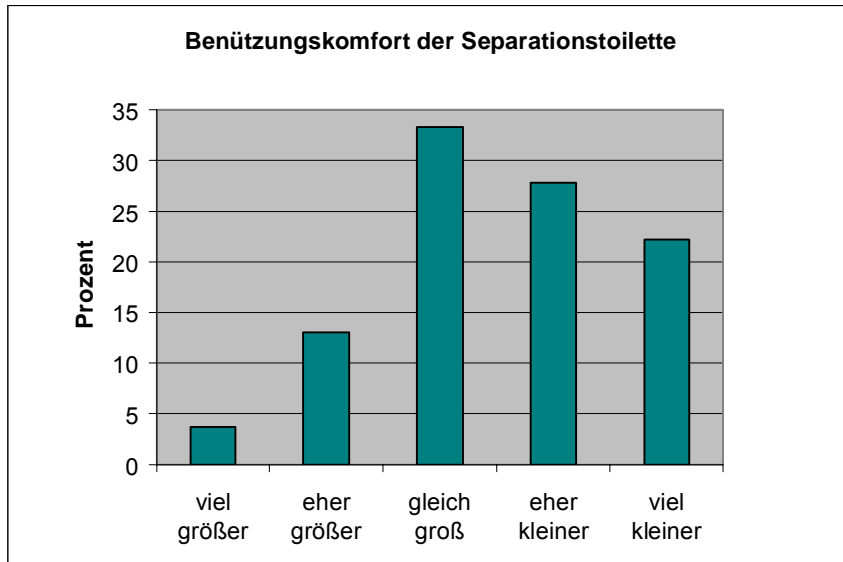


Abbildung 5.1.2-3. Einschätzung des Benützungskomforts der Separationstoilette im Vergleich zu herkömmlichen Toiletten (aus Kap. 3.4).

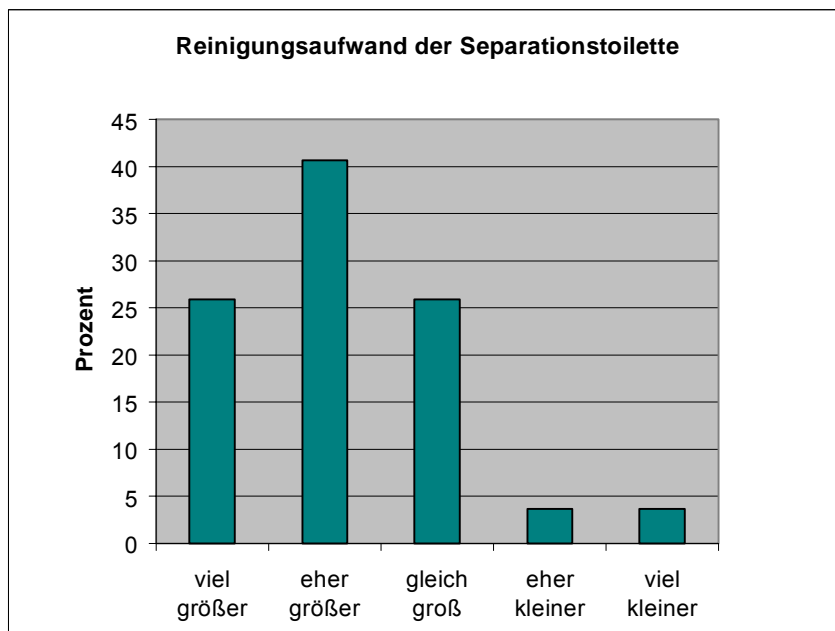


Abbildung 5.1.2-4. Einschätzung des Reinigungsaufwandes der Separationstoilette im Vergleich zu herkömmlichen Toiletten (aus Kap. 3.4).

Hinsichtlich des in der Einleitung erwähnten Spannungsfeldes zwischen Landwirten und Nicht-Landwirten hat Kap. 3.4 bestätigt, dass Landwirte im Vergleich zu allen anderen Betroffenen am wenigsten an einer Änderung der derzeitigen Lösung (in der Regel Senk- und Jauchegrube) interessiert sind. Der Grund dafür liegt vor allem in den geringen Kosten

für die derzeitige Lösung.

Die Trennung in Grau- und Schwarzwasser im Haus wurde von der Bevölkerung (diskutiert in den beiden Projektgebieten der Gemeinde Wallsee) sehr positiv bewertet. Selbst für Personen aus landwirtschaftlichen Betrieben war diese Variante relativ attraktiv (jeweils an zweiter Stelle nach Senkgrube). Zu erklären ist der große Anklang, den diese Variante in Wallsee fand, vor allem mit drei Argumenten: (1) im Kostenvergleich schneidet die Variante sehr gut ab; (2) die Option profitiert vom positiven Image der Pflanzenkläranlage, in beiden Fällen wurde die Trennvariante in Kombination mit einer Pflanzenkläranlage für die Reinigung des Grauwassers diskutiert, (3) rund ein Drittel der Haushalte in Wallsee verfügt bereits über eine Trennung von Grau- und Schwarzwasser, die Variante ist also im Ort bekannt und hat sich offensichtlich bewährt. Die Akzeptanz dieser Variante könnte allerdings durch zusätzliche Kosten für Umbauarbeiten im Haus (Einzug eines Grauwasserstranges) reduziert werden.

5.1.3 Generelle Bewertung der technisch möglichen Konzepte

5.1.3.1 Hygiene

Aus **Sicht der Hygiene** (Kap. 4.1) stehen trotz des grundsätzlich hohen hygienischen Risikopotentials von Abwasser (schwarz/braun), mit Ausnahme der direkten landwirtschaftlichen Verwertung von unbehandeltem Abwasser (einschließlich der Teilströme) und der Eigenkompostierung, für sämtliche alternativen Varianten Behandlungsverfahren zur Verfügung, welche bei entsprechenden Aufbringungseinschränkungen und Einhaltung arbeitshygienischer Richtlinien eine landwirtschaftliche Verwertung ermöglichen. Aus der Gruppe der konventionellen Konzepte ist die direkte Aufbringung von unbehandeltem Abwasser auf landwirtschaftliche Flächen nicht akzeptabel.

Zur Beseitigung von Unsicherheitsfaktoren bei der hygienischen Beurteilung sind weitere wissenschaftlich fundierte Studien im Hinblick auf das Verhalten von Infektionserregern und möglicher Infektionswege dieser teilweise neuen Verfahren oder Verfahrensvarianten erforderlich.

5.1.3.2 Umweltrisiko

Die umweltchemischen Fragestellungen (Kap. 4.2) umfassten das potentielle **Umweltrisiko** einer landwirtschaftlichen Nutzung der einzelnen Stoffströme. Hier wurde festgestellt, dass zurzeit zu wenige Informationen verfügbar sind, um eine Risikobewertung durchzuführen. Es wurde jedoch für die landwirtschaftliche Verwertung der hochkonzentrierten Stoffgruppe Urin ein mögliches Gefährdungspotential für das Grundwasser nachgewiesen. Aus diesem Grund soll eine großflächige Aufbringung von Urin in der Landwirtschaft vermieden werden. Kleinflächige Aufbringungen mit nur geringen Mengen (wie z.B. in den gegenständlichen Untersuchungsgebieten der Fall), könnten jedoch akzeptiert werden. Dies gilt ebenfalls für die Aufbringung von Gülle welche mit Urin vermischt wird. In diesen Fällen basiert jedoch die Entscheidung auf einer politischen Abwägung der Vor- und Nachteile einer derartigen Vorgehensweise.

5.1.4 Bewertung der rechtlichen Rahmenbedingungen

Für die Integration der Abfall- und Landwirtschaft in die Abwasserwirtschaft mittels der

alternativen Konzepte zur Abwasserentsorgung gibt es zurzeit kaum rechtliche Rahmenbedingungen. Es wurde daher versucht, die existierenden Regelwerke anzuwenden. Im Zweifelsfall wurde eine Stellungnahme der zuständigen Abteilung im BM:LFUW eingeholt.

Kompostierung von Fäkalien (siehe Kap. 2.2): Wie in Kap. 2.2 ausgeführt, sind Fäkalien nicht in der Liste der zulässigen Ausgangsmaterialien für eine Kompostierung enthalten und damit nicht zulässig. Dies wurde auch von Herrn Mag. Franz Mochty (BMFLUW) bestätigt. Werden Fäkalien kompostiert ist dies als Abfallbeseitigung einzustufen. Eine Anwendung des derart hergestellten Kompostes auf landwirtschaftlichen Flächen stellt eine Beseitigungsmaßnahme dar und ist seiner Meinung nach auch ALSAG-beitragspflichtig.

Ein weiterer Aspekt im Kontext der rechtlichen Rahmenbedingungen ist die Entsorgungssicherheit und damit die Verfügbarkeit von geeigneten Kompostanlagen. Zu Projektbeginn gab es im nahen Umkreis (5 bis 15 km) der betrachteten Siedlungsbereichen viele landwirtschaftliche Kompostanlagen. Bei der ersten Kontaktaufnahme mit den Betreibern waren fast alle – ausgenommen die Betreiber von Biolandbaubetrieben – bereit, Fäkalien (unter der Voraussetzung der rechtlichen Zulässigkeit) zur Kompostierung zu übernehmen. Seit Projektbeginn hat sich jedoch die Kompostierungsszene gewandelt. Viele der ursprünglich bestehenden Anlagen wurden geschlossen oder auf reine Grünschnittkompostanlagen umgestellt. Die Gründe dafür sind teilweise rechtlicher Natur (Bioabfälle dürfen meist nur übernommen werden, wenn die Kompostierung auf flüssigkeitsdichter Fläche erfolgt), Bequemlichkeit (nach Kompostverordnung ist doch ein erheblicher Zeitaufwand für die Dokumentation erforderlich), aber auch neue Entsorgungsmöglichkeiten (in Amstetten soll beispielsweise eine Biogasanlage errichtet werden; als Folge davon wurden bei mehreren Kompostanlagenbetreibern die Verträge zur Biotonneübernahme gekündigt).

Dieser heute noch nicht abgeschlossene Wandel in der Entsorgungsszene verringert die Entsorgungssicherheit für Fäkalien beträchtlich. Deutlich geringer ist dieses Risiko bei der Entsorgung der Fäkalien in bestehenden Kläranlagen.

Anaerobe Behandlung von Fäkalien (siehe Kap. 2.3): Wie bereits für die Kompostierung ausgeführt, gibt es auch im Kontext der anaeroben Behandlung und insbesondere der Verwertung des Gärrestes, rechtliche Probleme, sobald Fäkalien in eine Biogasanlage eingebracht werden. Grundsätzlich kann der bei Biogasanlagen anfallende Gärrest, soweit technisch und gemäß den Bodenschutzgesetzen der Bundesländer möglich, direkt landwirtschaftlich verwertet oder kompostiert werden. Im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Verwertung muss eine hygienische Unbedenklichkeit von vergorenem Substrat gewährleistet sein. Bei Einsatz von Fäkalien kann diese hygienische Unbedenklichkeit nur durch eine nachfolgende Kompostierung erreicht werden. Aus rechtlicher Sicht ist dies zurzeit jedoch nicht möglich, da der Gärrest nicht kompostiert werden darf, wenn Fäkalien in die anaerobe Behandlungsanlage eingebracht werden (siehe oben).

Für Ökostromanlagen gilt auch noch die Ökostromverordnung, nach der bei Einsatz von Abfällen in Co-Fermentationsanlagen ein 25%-Abschlag auf den Ökostromtarif zum tragen kommt.

Landwirtschaftliche Verwertung (siehe Kap. 2.4): Wie in diesem Kapitel dargestellt, gibt es zurzeit keine gesetzlichen Bestimmungen, in denen Abwasserteilfraktionen genannt sind. Eine direkte Umsetzung der derzeit für Senkgrubeninhalte geltenden Regelungen ist nicht ohne weiteres möglich, da in herkömmlichen Senkgruben die Grauwasserfraktion einen Großteil des Sammelgrubeninhaltes ausmacht, und dadurch eine sehr hohe Verdünnung der Nährstoffe und möglicher Schadstoffe erfolgt (siehe auch Kap. 4.2).

5.1.5 Gesamtbewertung

In Abb. 5.1.5-1 wird für jede betrachtete Variante dargestellt, ob sie hinsichtlich der 5 untersuchten Kriterien eher positiv oder eher negativ bewertet werden kann. Diese Bewertung soll einen Überblick über die einzelnen Vor- und Nachteile der Varianten geben. Für die detaillierten Ergebnisse wird auf die einzelnen Kapitel verwiesen.

	Kosten		Akzeptanz		Hygiene		Umweltrisiko		Rechtl. Sit.	
	+	--	+	--	+	--	+	--	+	--
Gruppe A0 Anschluss an bestehende Kläranlage										
A0										
Gruppe A1 Kläranlagenerrichtung										
A1										
Gruppe A2 Senkgrubenentsorgung										
A2a (a)										
A2a (b)										
A2b										
A2a	konventionelle Senkgrubenentsorgung									
A2b	Sammelsenkgrube									
Gruppe B1 Trennung Schwarz- und Grauwasser										
B1a (a)										
B1a (a) (G)										
B1b (a)										
B1c (a)										
B1a (b)										
B1a (b) (G)										
B1b (b)										
B1c (b)										
B1a	Schwarzwasser wie bei SG - Entsorgung (zu KA bzw. auf lw. Flächen)									
B1a (G)	Schwarzwasser zu Biogasanlage									
B1b	Grauwasserspeicher bei Landwirten sonst wie B1a									
B1c	Schwarzwasser auf lw. Flächen									
Gruppe B2 Abtrennung des Urins										
B2a (c)										
B2b (c)										
B2a	Abwasserreinigung auf ABR + Bodenfilter									
B2b (c)	Abwasserreinigung auf KA + Sandfilter									
Gruppe B3 Trennung Braun-, Gelb- und Grauwasser										
B3a										
B3a (G)										
B3b (E)										
B3b (F)										
B3c (E)										
B3c (F)										
B3a	Braunwasser wie bei SG - Entsorgung (zu KA bzw. auf lw. Flächen)									
B3b	Rottebehälter mit Eigenkompostierung (E) bzw. Fremdkompostierung (F)									
B3c	Komposttoilette mit Eigenkompostierung (E) bzw. Fremdkompostierung (F)									
Gruppe B4 Trennung in fest / flüssig										
B4a										
B4b (a,b)										
B4a	Verwendung von Feststoffspeichern (septic tank)									
B4b (a,b)	Verwendung von Wirbelabscheider (Seperator)									
(a)	Standardtoilette									
(b)	Trenntoilette BB Innovation									
(c)	Trenntoilette Roediger No Mix									
(E)	Eigenkompostierung									
(F)	Fremdkompostierung									
(G)	Abtransport des Substrates zu Biogasanlage									

Abbildung 5.1.5-1. Zusammenfassende Bewertung.

Anmerkung: Diese Bewertung ist nur indikativ. Für die detaillierte Bewertung wird auf die einzelnen Kapitel verwiesen. Wenn sowohl das + als auch das – Feld markiert sind, hängt

die Bewertung besonders von den Randbedingungen ab (Entfernung zu Bestand, Menge die in der LW verwertet werden soll, etc.)

A0/A1: Herkömmliche zentrale oder dezentrale Lösung

Beide Varianten können kosteneffizient sein, abhängig von den Randbedingungen (Entfernung zu/Auslastung von bestehender Anlage). Die Akzeptanz wird hier, im Unterschied zu den folgenden Varianten, nicht durch einen allf. Komfortverlust beeinträchtigt (außer bei eigenen Hauskläranlagen). (Der bekannte Konflikt zwischen zentralen und dezentralen Varianten ist i.d.R. durch unterschiedliche Kostenannahmen (betriebswirtschaftlich vs. volkswirtschaftlich und gemeindepolitische Gründe bedingt – siehe auch Starkl et al., 2005).

A2: Senkgrubenentsorgung

A2a (a): (herkömmliche Senkgrubenentsorgung): Wie die Kostenberechnungen in Kap. 3.3 gezeigt haben, weist diese Variante i.d.R. einen höheren Kostenbarwert auf als konventionelle Varianten. Weiters ist anzumerken, dass die von manchen Kläranlagenbetreibern eingehobenen Gebühren weit über den tatsächlichen Kosten liegen. Die Berechnung wurde aber mit den tatsächlichen Kosten durchgeführt (siehe Kap.3.2.4). Hinsichtlich der Akzeptanz wird die eigene Senkgrubenentsorgung oft von Landwirten bevorzugt, während Nicht-Landwirte, aufgrund des mangelnden Komforts, ihre Senkgruben auflassen möchten (siehe Kap. 3.4). Aus Sicht der Hygiene ist die Aufbringung von Senkgrubenhalt in der Landwirtschaft nicht akzeptabel und müsste jedenfalls von einer Kläranlage, etc. übernommen werden. Hinsichtlich der Mikroschadstoffe weist Senkgrubenhalt, durch die Verdünnung mit Grauwasser, ein politisch akzeptables Risiko auf (vgl. Klärschlamm). Die rechtlichen Voraussetzungen sind in den Landesgesetzen der Bundesländer geregelt.

A2a (b). Diese Variante unterscheidet sich von A2a (a) nur durch den Einsatz einer Trenntoilette. Der abgetrennte Urin wird aber unmittelbar nach der Toilette wieder mit dem Brauwasser zusammengeführt und gemeinsam abgeleitet. Dadurch reduziert sich aber der Spülwasseranfall erheblich (siehe Kap. 2.1) und es können dadurch erhebliche Kosten eingespart werden, sodass diese Variante, v.a. für entfernte Einzelanlagen, kostengünstig wird. Allerdings steht dem die geringe Akzeptanz von Trenntoiletten gegenüber.

A2b. Hier werden die Abwässer in einer Sammelsenkgrube gesammelt. Dem Vorteil einer höheren Akzeptanz bei Nicht-Landwirten (da keine Senkgrube auf dem eigenen Grundstück) stehen die im Vergleich zu einer herkömmlichen Senkgrubenentsorgung noch höheren Kosten gegenüber.

B1. Trennung in Grau- und Schwarzwasser

B1a (a). Bei dieser (Standard-) Variante wird das Grauwasser lokal gereinigt. Das gesammelte Schwarzwasser wird von Landwirten in der Landwirtschaft verwertet sowie von Nichtlandwirten zu einer Kläranlage gebracht. Der erste Fall ist aus hygienischer Sicht nicht akzeptabel, hinsichtlich der Mikroschadstoffe ist die Menge die in der LW verwertet werden soll entscheidend. Diese Variante kann, abhängig von den Randbedingungen (z.B. bereits vorhandene Trennungen), kostengünstig sein.

B1a (a) (G). Diese Variante unterscheidet sich von B1a (a) nur durch die Entsorgung des gesammelten Schwarzwassers auf eine Biogasanlage. Während diese Möglichkeit aus hygienischer Sicht akzeptabel ist und auch kostengünstig sein kann, ist die rechtliche Situation problematisch (siehe Kap. 5.1.4).

B1b (a). Diese Variante unterscheidet sich von B1a (a) dadurch, dass das Grauwasser von Landwirten gesammelt und zur Gülleverdünnung eingesetzt wird. Die Bewertung entspricht B1a (a).

B1c (a). Diese Variante unterscheidet sich von B1a (a) ebenfalls nur durch die Entsorgung des gesammelten Schwarzwassers: Hier wird das gesamte anfallende Schwarzwasser von Landwirten in der Landwirtschaft verwertet. Diese Option ist somit aus hygienischer Sicht

nicht akzeptabel.

Alle 4 Varianten können auch mit einer Trenntoilette ausgeführt werden (b). In diesem Fall steht wiederum weiteren möglichen Kosteneinsparungen die geringe Akzeptanz gegenüber.

B2. Abtrennung des Urins.

Die beiden Varianten a und b unterscheiden sich nur durch die Anforderungen an die Vorflut (siehe Kap. 3.1.1). Mit dieser Variante können in bestehenden Orten keine Kosten eingespart werden. Weiters ist auch hier die derzeit geringe Akzeptanz zu nennen (Trenntoilette) sowie sind die Möglichkeiten der Verwertung des Urins nicht eindeutig geklärt (sowohl rechtlich als auch hinsichtlich der Schadstoffe). Eine kleinräumige Verwertung von Urin unter kontrollierten Bedingungen scheint aber möglich. Für neue Siedlungsgebiete kann diese Variante aber unter Umständen Kostenvorteile bringen (siehe Berechnung Zwettl in Kap. 3.3), falls dadurch die Vergrößerung einer Kläranlage eingespart werden kann.

B3. Trennung in Grau-, Braun- und Gelbwasser (Urin)

B3a. Diese Variante entspricht zum Teil Variante B1a (a). Hier wird das Braunwasser in einer Senkgrube gesammelt und entsorgt (von Landwirten Verwertung in der Landwirtschaft, sonst auf Einleitung in Kläranlage). Der Urin wird getrennt gesammelt und entsprechend den in Kap. 3.4 dargestellten Möglichkeiten verwertet. Kosteneinsparungen konnten hier nur in einem (speziellen) Fall festgestellt werden, wobei hier die Einsparungen gegenüber einer konventionellen Variante nur im Standardfall 2 bestehen und sehr gering sind. Dem gegenüber stehen wiederum die mangelnde Akzeptanz und die Problematik bezüglich der Verwertung des Urins (siehe Kap. 4.2).

B3a (G). Diese Variante entspricht B3a, nur das Braunwasser wird hier in eine Biogasanlage eingeleitet. Dadurch wird die hygienische Problematik bei einer direkten Verwertung in der Landwirtschaft vermieden sowie können in Abhängigkeit von den Kosten für die Übernahme und der Entfernung der Anlage unter Umständen Kosten (gegenüber einer Übernahme bei einer Kläranlage) eingespart werden.

B3b (E). Bei dieser Variante wird das Braunwasser in einem Filtersack gesammelt und eigenkompostiert (siehe Kap. 2.2). Diese Variante bringt keine Vorteile, v.a. aus hygienischer Sicht ist sie nicht akzeptabel.

B3b (F). Die hygienische Situation kann verbessert werden, wenn das in einem Filtersack gesammelte Material in eine bestehende Kompostierungsanlage zur Nachkompostierung gebracht wird. Dies ist aber rechtlich problematisch (siehe Kap. 5.1.4) sowie würden dadurch weitere Kosten anfallen.

B3c (E). Hier erfolgt der Einsatz einer Komposttoilette und eine Eigenkompostierung. Mit dieser Variante können Nicht-Landwirte, abhängig von den Randbedingungen (Entfernung zu einer Übernahmestation für Senkgrubenhalt, anfallende Braunwassermenge), mittels Einsatz einer Komposttoilette eventuell noch weitere Kosten einsparen. Allerdings ist sie aus hygienischer Sicht nicht akzeptabel.

B3c (F). Diese Variante unterscheidet sich von B3c (E) dadurch, dass das anfallende Braunwasser in einer Fremdkompostierung (nach-)kompostiert wird. Dadurch wird Akzeptanz aus hygienischer Sicht erreicht, allerdings sind die Kosten höher.

B4. Feststoffabtrennung

B4a: Feststoffabtrennung mittels eines Feststoffspeichers (septic tank). Diese Variante kann sowohl Kostenvorteile aufweisen als auch ist sie in allen anderen Kriterien akzeptabel.

B4b. Hier erfolgt die Feststoffabtrennung mittels eines Wirbelabscheiders. Diese Variante kann mit und ohne Trenntoilette angewendet werden. In beiden Fällen wurden keine Kostenvorteile festgestellt.

5.2 Empfehlungen

5.2.1 Grundsätzliche Überlegungen

Das Ziel des gegenständlichen Projektes war, durch eine Integration der Abfall- und Landwirtschaft, neue Möglichkeiten für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum aufzuzeigen und einer Bewertung zu unterziehen. Wie in Kap. 1.3 dargestellt, war es nicht das Ziel, die generelle „Nachhaltigkeit“ unterschiedlicher Systeme zu bewerten (was auch auf dieser Ebene kaum möglich ist, vgl. Starkl et al., 2004), sondern eine Hilfestellung für die zukünftige strategische Ausrichtung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum zu geben.

Gerade für dünn besiedelte Gebiete gibt es einen wesentlich größeren Optionenpool zur Abwasserentsorgung als für Ballungsgebiete. Natürlich spielen dezentrale Lösungen hier eine wesentliche Rolle und dabei werden in jüngerer Zeit vermehrt Systeme mit Stofftrennung diskutiert. Die diesen Systemen zugeschriebenen Vorteile sind Nährstoffrecycling und Wassereinsparung sowie damit verbundene höhere Kosteneffizienz. Wie in Kap. 2.4 und 3.4 dargestellt, sind diese Vorteile in der Praxis nur bedingt nutzbar, weil einerseits der Nährstoffbeitrag aus diesem Bereich nur marginal ist und andererseits die Wassereinsparungen wegen oft üblicher Mehrfachspülung bei Trenntoiletten (um Verstopfungen der Toilette zu vermeiden) nur teilweise realisierbar sind. Falls jedoch alternative Konzepte im Vergleich zu konventionellen Technologien Kostenvorteile erkennen lassen und auch hinsichtlich der anderen relevanten Aspekte (siehe Kap. 5.1) verträglich sind, ist eine Integration der anfallenden Nährstoffmengen in die landwirtschaftliche Bodennutzung sinnvoll.

Wichtig in diesem Kontext ist noch die Tatsache, dass es sich bei der Wahl eines Abwasserentsorgungssystems für einen Weiler oder Rotte um eine gemeinschaftliche und langfristige Entscheidung handelt (Betrachtungszeitraum 50 Jahre!). Die Akzeptanz des Systems ist die Voraussetzung für eine ordnungsgemäße Benützung und damit für einen erfolgreichen Betrieb. Gerade mit Komposttoiletten und auch Separationstoiletten sind in Umfragen bei (zukünftigen) Benützern erhebliche Akzeptanzprobleme feststellbar.

5.2.2 Empfohlene Konzepte

5.2.2.1 Konventionelle Konzepte

Grundsätzlich können zentrale und dezentrale Konzepte kostengünstig sein. So kann auch im kleinräumigen ländlichen Raum der Anschluss an eine bestehende Kläranlage eine optimale Lösung darstellen.

Konzepte, die auf einer herkömmlichen Senkgrubenentsorgung beruhen sind, sofern ein Transport zu einer Übernahmestation vorgesehen ist, oft wesentlich teurer. Günstig kommt diese Variante nur bei einer direkten Verwertung der Senkgrubeninhalte durch den Landwirt. Diese Option wurde seitens des Projektteams aber aus hygienischer Sicht als nicht akzeptabel beurteilt (siehe Kap. 4.1), rechtlich ist sie jedoch in manchen Ländern zulässig (siehe Anhang 7.1).

Weiters ist auch die oft geübte Praxis (in jenen Ländern, wo dies rechtlich erlaubt ist) der Mitverwertung der Senkgrubeninhalte von Nicht-Landwirten durch Landwirte aus der Nachbarschaft als ein freiwilliges Service zu sehen, das für die Landwirte i.d.R. zusätzliche Kosten bedeutet (siehe Kap. 2.4). Die Beschränkung der Kostenrichtwerte für Landwirte bei Senkgrubenentsorgung, wie in NÖ (hier wird generell angenommen, dass Landwirte keinen zusätzlichen Speicherraum benötigen und daher dafür keine Kosten notwendig sind, siehe Kap. 3.2 und 3.3), ist nicht zielführend.

Konzepte, die auf einer Aufrüstung von Senkgruben und 3-Kammeranlagen beruhen (z.B. Membranbioreaktoren, SBR) erweisen sich im Vergleich mit anderen Konzepten als wenig kostengünstig.

5.2.2.2 Alternative Konzepte

Im Hinblick auf die grundlegenden Überlegungen (Kap. 5.2.1) können Varianten, die auf mangelnde Akzeptanz durch Komfortverlust stoßen, abgesehen von Einzelanlagen und Kleinstrotten, derzeit kaum empfohlen werden. Auch ist das Einsparungspotential bei der Verwendung von Trenntoiletten (bedingt durch den geringeren Abwasseranfall) in der Praxis nur mehr beschränkt gegeben, da, wie die Ausführungen und Untersuchungen in Kap. 3.4 zeigen, hier die Spülung mehrmals betätigt wird. Wie in Abb. 5.2.2.-1 und 2 ersichtlich, können aber auch mit Varianten, die auf Trenntoiletten und Komposttoiletten verzichten, noch erhebliche Kosten eingespart werden.

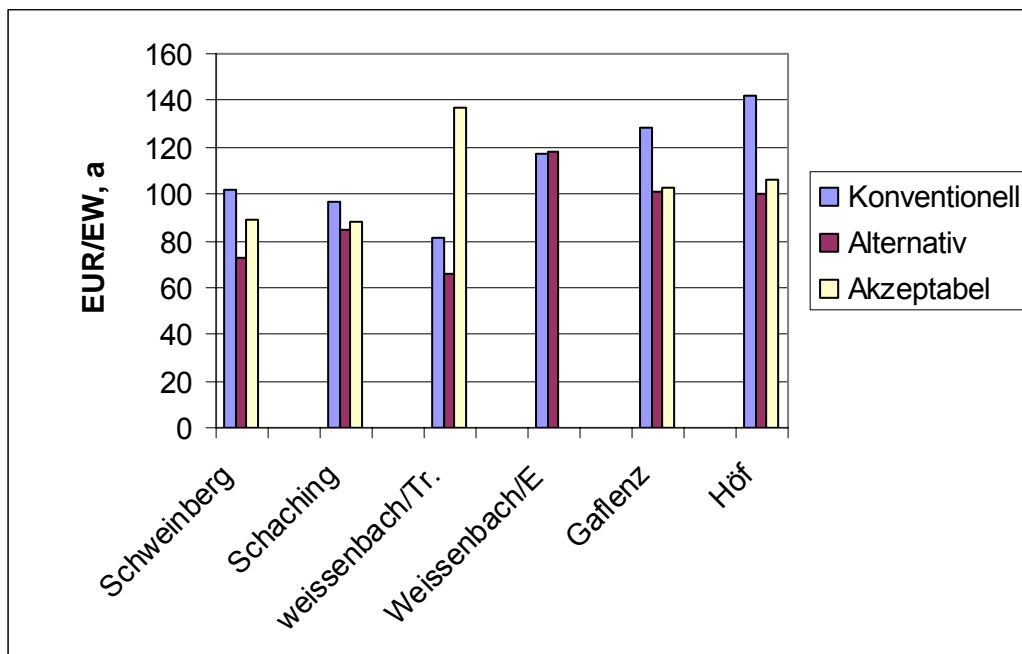


Abbildung 5.2.2-1. Kostenunterschiede zwischen konventionellen und alternativen Varianten sowie „akzeptablen“ alternativen Varianten ohne Trenn- oder Komposttoilette (Standardfall 1 – ohne Preissteigerung)

Unter Berücksichtigung dieser Aspekte, der hygienischen Anforderungen sowie der Aspekte des Umweltrisikos, können folgende alternative Konzepte empfohlen werden:

- Gruppe B1: Trennung von Grau- und Schwarzwasser, ohne Einsatz einer Separationstoilette
- Gruppe B4: Einsatz eines Feststoffspeichers (besonders wenn längere Freispiegelkanäle erforderlich sind).

Hier ist anzumerken, dass die Technik des Feststoffspeichers in Europa, entsprechend dem Wissen der Autoren, bislang noch nicht eingesetzt wurde und daher damit erst Erfahrungen gesammelt werden müssten (z.B. weist das Abwasser in den USA eine höhere Verdünnung auf). Die getroffenen Kosteneinsparungen befinden sich eher auf der sicheren Seite (siehe Kap 3.2), sodass hier noch weitere Kosteneinsparungen möglich wären. Ebenso gibt es zurzeit noch kaum Reinigungsanlagen für Grauwasser. Hier könnten z.B. Pflanzenkläranlagen und Filter in Kompaktbauweise zum Einsatz kommen. Gerade bei PKA ist noch ein wesentliches

Optimierungspotential vorhanden. Zum Beispiel wäre eine Verringerung der erforderlichen Fläche/EW auf 1m² mittels Einsatz einer größeren Körnung denkbar (siehe Kap. 3.1.1).

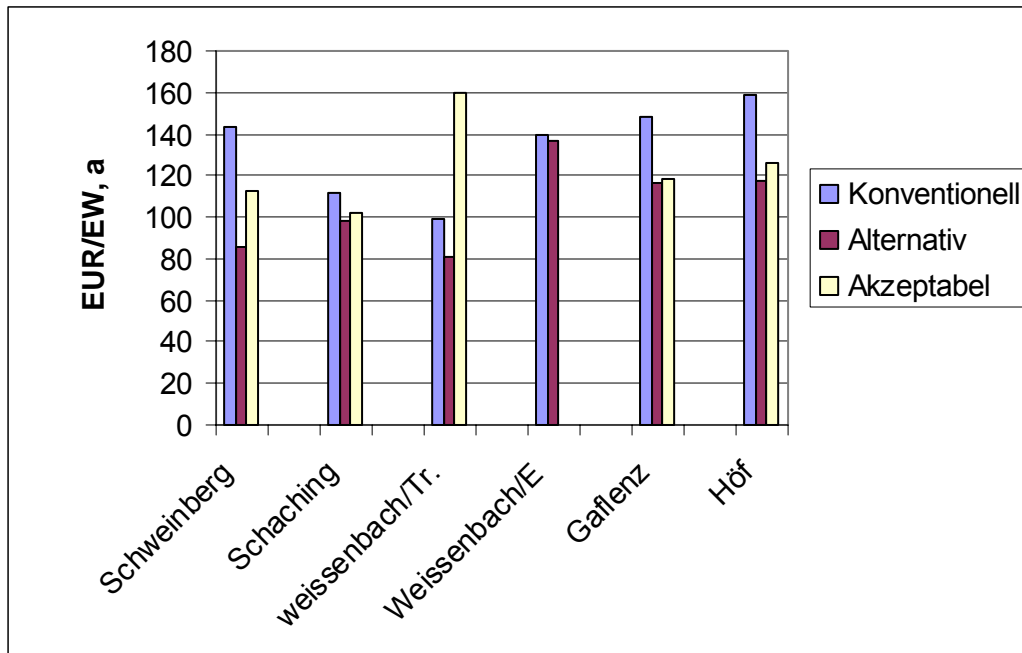


Abbildung 5.2.2-2. Kostenunterschiede zwischen konventionellen und alternativen Varianten sowie „akzeptablen“ alternativen Varianten ohne Trenn- oder Komposttoilette (Standardfall 2 – mit Preissteigerung)

Falls aber seitens einer Rote oder neuen Siedlung von den direkt Betroffenen der Wunsch besteht, ein alternatives Konzept umzusetzen, sollte dies möglich sein (auch um weitere Erfahrungen zu gewinnen). Allerdings sollte in diesem Fall, im Rahmen des behördlichen Bewilligungsverfahrens, das Konzept überprüft werden (z.B. hinsichtlich der hygienischen Erfordernisse und Bedingungen, kontrollierte Bedingungen für die Verwertung).

5.2.2.3 Entsorgung und Verwertung von Abwasserteilströmen

Wie in Kap. 5.2.1 angeführt, ist eine sinnvolle Integration der anfallenden Nährstoffmengen in die landwirtschaftliche Bodennutzung aus Nährstoffsicht möglich.

Eine technische Möglichkeit der Verwertung von gesammeltem Schwarzwasser und Braunwasser wäre auch die Mitverwertung von kleinen Mengen (z.B. bis zu 10%) in einer bestehenden Biogasanlage. Diese Option scheidet aber zurzeit aus rechtlichen Gründen aus (siehe Kap. 5.1.4).

5.2.3 **Generelle Empfehlungen**

5.2.3.1 Planung

Wie bereits in Starkl et al. (2004) angeführt, ist ein transparenter Planungsprozess eine wesentliche Voraussetzung für die Findung und Umsetzung einer optimalen Variante. Dies gilt besonders, wenn der Optionenpool zusätzliche alternative Varianten umfasst, wie sie in dieser Studie für den ländlichen Raum dargestellt sind. Auch eine ausreichende und objektive Information der BürgerInnen über die Vor- und Nachteile der einzelnen Varianten ist notwendig.

5.2.3.2 Entscheidungsunterstützung

Die Frage ob und wann nun alternative Möglichkeiten angewendet werden sollen, kann in Anlehnung an die in Kap. 1 dargestellte Abb. 1.3-1 wie folgt beantwortet werden. Grundsätzlich sind alle herkömmlichen Varianten (zentral oder dezentral) zu betrachten und ist eine Kostenvergleichsrechnung durchzuführen. Parallel dazu soll in den betrachteten Gebieten erhoben werden, ob eine Trennung der Teilströme (empfohlen wird hier eine Trennung in Grau- und Schwarzwasser) möglich ist, und insbesondere ob diese kostengünstiger kommt. Falls diese kostengünstiger kommt, und diese Lösung akzeptiert wird, soll sie umgesetzt werden. Die Kostenvergleichsrechnung kann z.B. auf Basis der in Kap. 3.2 dargestellten Kostengrundlagen aufbauen.

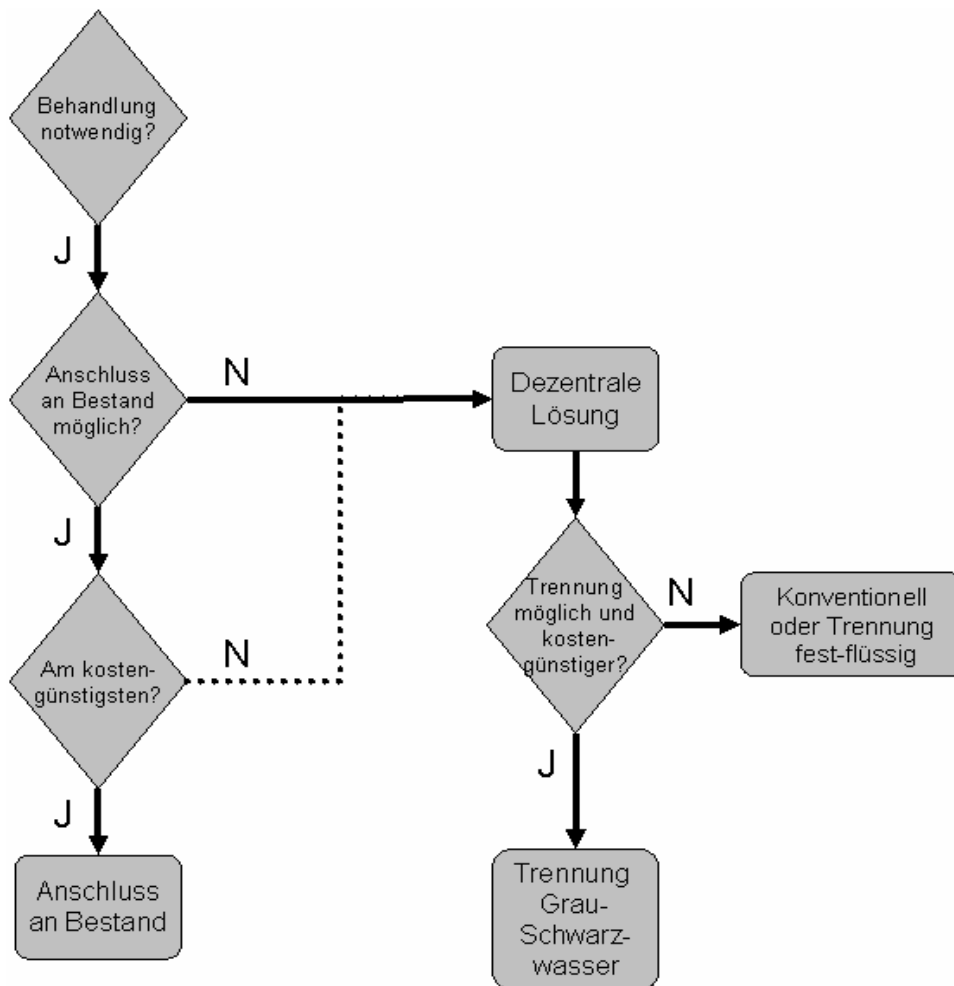


Abbildung 5.2.3-1. Entscheidungsbaum für die Anwendung alternativer Varianten

Die generelle Anwendung einer Urinseparation wird wie in den vorherigen Abschnitten dargestellt nicht empfohlen. Für Einzelanlagen oder Wochenendhäuser kann diese Option aber sinnvoll sein. Hinsichtlich der Verwertung der anfallenden Substrate wird auf Kap. 2.3 sowie 4. verwiesen. Es gilt hier eine Abwägung von möglichen Risiken und dem Nutzen durchzuführen. Für sehr kleine Mengen die im Rahmen von Einzelanlagen anfallen, scheint eine Verwertung aber möglich zu sein.

5.2.4 Abschließende Betrachtungen und Ausblick

Die Ergebnisse des gegenständlichen Projektes beruhen, zumindest betreffend die Planung und konkrete Bewertung (Kapitel 3), auf den Randbedingungen in den jeweiligen Projektsgebieten und basieren auf den derzeit verfügbaren und sinnvoll einsetzbaren Technologien. Die Untersuchungen zur Akzeptanz von alternativen Konzepten waren ein wichtiger Bestandteil dieses Projektes. Um hier auch konkrete Nutzererfahrungen berücksichtigen zu können, wurde eine ergänzende Untersuchung an der SolarCity in Linz durchgeführt. Hier wurden die Erfahrungen der Bewohner mit der dort angewendeten Trenntoilette der Firma Roediger untersucht. Die Ergebnisse dieser Befragung sind in Kap. 3.4 ausführlich dargestellt. Hier könnte durch technische Entwicklungen die Akzeptanz noch verbessert werden. Die Systembestandteile bedürfen generell einer Weiterentwicklung und Optimierung, um die derzeit noch vorhandenen Mängel zu beseitigen. Im Rahmen der Befragung haben die Betroffenen, bezüglich der Trenntoilette, zahlreiche Vorschläge dazu eingebracht.

Die Separation von Urin hat wegen der in Relation zum gesamten Düngerregime geringen Nährstoffmengen für die Landwirtschaft nur untergeordnete Bedeutung. Eine sinnvolle Anwendung derartiger Konzepte scheint nur dann gegeben, wenn eine Kosteneinsparung möglich ist. In den betrachteten Projektsgebieten konnten durch Varianten der Gruppe B2 (Abtrennung des Urin) und B3 (Trennung in alle Stoffströme) keine Kostenvorteile festgestellt werden. Eine Situation, wo Kosteneinsparungen denkbar wären, wäre der Anschluss an eine bereits stofflich ausgelastete Kläranlage. Für den Fall, dass durch die Urinseparation ein Ausbau der Kläranlage vermieden werden kann, könnten sich Kostenvorteile ergeben (siehe Fall Zwettl in Kap. 3.3).

Aus ökologischer Sicht könnte eine allfällige großflächige Urinseparation im Hinblick auf die Entfernung zahlreicher Mikroschadstoffe aus dem Abwasser Sinn machen (der Urin müsste dann speziell behandelt werden). Im Hinblick auf die im Projektsgebiet festgestellten Akzeptanzprobleme scheint dieser Weg derzeit kaum realisierbar.

Eine wesentliche Verbesserung der Abwassersituation im ländlichen Raum kann mit den Empfehlungen des gegenständlichen Projektes erreicht werden:

- Die Option der Trennung in Schwarz- und Grauwasser sowie des Feststoffspeichers sollte zukünftig im Rahmen von Variantenuntersuchungen berücksichtigt werden (wobei zuerst Pilotprojekte notwendig sind)
- Erhöhung der Transparenz der Planung und frühzeitige Einbindung der direkt Betroffenen in den Planungsprozess

Weiters kann im Einzelfall auch die Anwendung von Trenntoiletten und Komposttoiletten sinnvoll sein. Es wird hier aber auf die diesbezüglichen Anmerkungen in Kap. 5.1 verwiesen.

Nicht berücksichtigt wurde in dieser Studie die Möglichkeit der lokalen Versickerung von biologisch gereinigtem Abwasser. Hier wird auf die diesbezüglichen Untersuchungen der TU Wien verwiesen (Projekt „Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen“).

Generell ist es noch anzumerken, dass der Erfolg von kleinräumigen dezentralen Konzepten von der Organisation des Betriebes abhängt. Bislang wird diese Aufgabe meist von engagierten Gemeindebewohnern, oft Landwirten, übernommen. Auch die alternativen Konzepte sind teilweise auf eine enge Kooperation mit Landwirten angewiesen. Wie in Kap. 5.1.4 am Beispiel der Kompostanlagen dargestellt, können hier Probleme mit dem sicheren Betrieb über einen langfristigen Zeitraum auftreten.

Generell besteht hier Bedarf, Überlegungen über optimale Betriebsformen im ländlichen

Raum anzustellen.

6 LITERATUR

- Akrich, M.: User representations: practices, methods and sociology. In: Rip, A., Misa, T.J., Schot, J. (eds.), 'Managing technology in society. The approach of constructive technology assessment', London and New York 1995, pp. 167-184
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung – Fachabteilung 8B, Gesundheitswesen: Jahresbericht zum Steirischen Seuchenplan 2003. Graz, 2004.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Landeshygieniker für Steiermark: Die Hygienisierung von Klärschlamm aus Kleinkläranlagen mit Kalk. Ein Leitfaden für die Praxis. Graz, 2003.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung: Versickerung und Verrieselung biologisch gereinigter Abwässer – Leitlinie zur Beurteilung. Graz, 1997.
- Anonym (2002): Basisdaten Biogas Deutschland. Biomasse Info Zentrum am IER Universität Stuttgart. D-70565 Stuttgart, Hesselbrühlstrasse 49a
- ARCEM – Austrian Research Cooperation on Endocrine Modulators (2003). Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässer – ein Risiko? Enbericht. Juni 2003
- ATV-Arbeitsblatt A241 (1994). Bauwerke in Entwässerungsanlagen
- AUSTRIA CODEX, Fachinformation, Österreichische Apotheker-Verlagsgesellschaft M.B.H Wien, 2003
- Baering St., 2001, Biogas als Energieressource für Schleswig-Holstein, Energieagentur Schleswig-Holstein, BRD
- Bark K., Oldenburg M., Keipp W.: Ecosan Modules – Adapted Solutions for a Medium Sized City in Mali. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Bastian, A., Bornemann, C., Hachenberg, M., Oldenburg, M. und Schmelzer, M. Einführung Sanitärtechnik und Bodenfilter. In: Abschlussbericht des Forschungsprojektes „Nährstofftrennung und -verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der Lamberts-mühle“. Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band 21, Bonn, 2005.
- Becker, K., Kaus, S., Krause, C., Lepom, P., Schulz, C., Seiwert, M., Seifert, B. (1998). Umwelt-Survey 1998, Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland (German Environmental Survey 1998, Vol. III: Human Biomonitoring. Pollutants in Blood and Urine of the German Population) Umweltbundesamt Berlin. accessed at: <http://www.umweltbundesamt.de/survey-e>
- Behnke S.: Vacuum Sewers – an Element in Ecosan Systems. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Benz V.: Untersuchungen zur Fixierung des im menschlichen Urin enthaltenen Stickstoffes durch mineralische Zuschlagstoffe. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, 1997
- Berger W.: Results in the Use and Practice of Composting Toilets in Multi Story Houses in Bielefeld and Rostock, germany. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Berghold, H und M. Reinhofer: Klärschlammvererdung mit Hilfe von Helophyten. Joanneum Research, Institut für Umweltgeologie und Ökosystemforschung. Graz, 1993.
- Binner E., 2003 und 2004, Interner Zwischenbericht Projekt SUS-SAN
- Bitton, G.: Wastewater Microbiology. ISBN 0-471-30985-9, Wiley-Liss, New York 1994.
- BLAC – Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (2003). Arzneimittel in der Umwelt – Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz, Hamburg
- BMLFUW, 2001, Der sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker und Grünland, Hrsg.: Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Wien, Österreich
- BMLUFW, 1999: Aktionsprogramm Nitratrichtlinie
- BMLUFW, 2001: Standarddeckungsbeiträge und Daten für die Betriebsberatung

- BMLFUW (2005): Endbericht zur 1. Stufe des Forschungsprojektes „Bepflanzte Bodenfilter“. BMLFUW, Wien.
- Braun R., 1982, Biogas - Methangärung organischer Abfallstoffe, Springer, BRD
- Braun, R.; Brachtl, E. und Grasmug, M. (2003) Codigestion of Proteinaceous Industrial Waste. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109 139-153
- Bregnhøj H., Eillersén A.M., Backlund A.: Experiences with Ecosan in Danish Allotment Gardens and in Development Projects. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Anlagen. Endbericht Phase I. Wien, 2004.
- Bursch, W., Fürhacker, M., Leschber, R., Pollak, M., Pressl, A., Schober, U. (2001). Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Niederösterreich – Diskussionsgrundlage zum Sachstand. Im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung – Gruppe Wasser – Abteilung Wasserwirtschaft. September 2001
- BUWAL, 1998, Methanemission der schweizerischen Landwirtschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 298, CH-3003 Buwal, Bern, Schweiz
- Cleuvers, M. (2003). Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. *Toxicology letter*, 142, 185 - 194
- De mes T. und Zeeman G.: Fate of Estrogens in Wastewater Treatment Systems for Decentralized Sanitation and Re-Use Concepts. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Deubner, H. und H. Schuller: Ökosiedlung Gärtnerhof, Komposttoilette - Dokumentation eines Forschungsprojektes F 1075. Gänserndorf, 1992.
- Drachenberg Untersuchungen zum Vorkompostierungsprozeß in Kleinkammerkomposttoiletten bei Verwendung unterschiedlicher Zuschlagstoffe. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, 1998
- Dürrenberger, G./J. Behringer: Die Fokusgruppe in Theorie und Anwendung, Stuttgart 1999
- Edelmann W., 2003, Umweltaspekte der Verwertung von biogenen Abfällen in Vergärungsanlagen, Tagungsband Symposium „Vergärung biogener Abfälle“, 22.-23. Mai 2003, IFA Tulln, Tulln, Österreich
- Elmitwalli T.A., Sayed S., Groendik L., van Lier J., Zeeman G. und G. Lettinga, Decentralised treatment of concentrated sewage at low temperature in a two-step anaerobic system: two up-flow-hybrid septic tanks.
- EMA – European Agency for the Evaluation of Medicinal Products (1998). Note for Guidance: Environmental Risk Assessment for veterinary medicinal products other than GMO-containing and immunological products. EMA/CVMP/055/96-FINAL
- EMA – European Agency for the Evaluation of Medicinal Products (2003). Note for Guidance on Environmental Risk Assessment of Medicinal Products for Human Use. Draft.
- Enferardi K.M., Cooper R.C., Goranson S.C., Olivieri A.W., Poorbaugh J.H., Walker M. und Wilson B.A.: Field Investigations of Biological Toilet Systems and Greywater Treatment. State of California, Department of Health Service, 1986
- EU Klärschlammrichtlinie – 3. Entwurf (2000). Brüssel, April 2000
- Fane, S.: Life cycle microbial risk analysis of sustainable sanitation alternatives. Proceeding to the 2nd International Symposium on ecological sanitation. Lübeck, April 7 to 11, 2003.
- Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H. und Mara D.D.: Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester John Wiley & Sons, World Bank studies in water supply and sanitation 3, 1983
- Fent, K. (1998). Ökotoxikologie : Umweltchemie - Toxikologie – Ökologie, Thieme – Verlag, Stuttgart
- Ferrari, B., Paxéus, N., Giudice, R. L., Pollio, A., Garric, J. (2003). Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewater: study of carbamazepine, clofibric acid, and diclofenac. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 55, 359 - 370
- Fiedler, D., Kalkoffen, J., Kludt, R. (1995). Komposttoiletten – verschiedene Bauarten, Analysen und Bewertung der Kompostqualität. TU-Berlin

- Fogel M.: Chemical Analysis of Clivus Multrum Compost. <http://www.clivusmultrum.com>, 1977
- Franke M.: Aerob-thermophile Schlammbehandlung unter dem Aspekt der Entseuchung. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum Nr. 10, 1987
- Gajurel D., Behrendt J. Li Z., Otterpohl R.: Investigations on Effectiveness of Rottebehälter for Pre-Treatment of Brown Water in Source Control Sanitation. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Gajurel D.: Faeces Treatment in Composting Toilets. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, 1998
- Götz, M. (2005). Ökologische und wirtschaftliche Betrachtungen von Abwasserbeseitigungsanlagen im ländlichen Raum unter schwierigen klimatischen und topografischen Bedingungen. Dissertation an der BOKU, Wien, Interner Zwischenbericht.
- Grasmug M. und Braun R., 2002, Vergärung biogener Abfälle aus Wien – Untersuchung zur Vergärbarkeit und Verwertbarkeit von Speiseresten und Marktabfällen, Studie im Auftrag der MA 22 und MA 48, Wien, Österreich
- Gunder, B., und K.H. Krauth: Kleinkläranlagen mit Membranfiltration – Konzeption, Bemessung und Betrieb. WAP 1, 19-24, 2000.
- Heberer, T., Dünnebier, U., Reilich, C., Stan, H.J. (1997). Detection of drugs and drug metabolites in ground water samples of a drinking water treatment plant. Int. J. Environ. Anal. Chem., 67: 113 – 124
- Herstatt, C./E. von Hippel: From Experience - Developing New Product Concepts via the Lead User Method - A Case-Study in a Low-Tech Field, in: Journal of Construction Engineering and Management 1992, Vol 9, Issue 3, pp. 213-221
- Hirsch, R. Ternes, TH. A., Kratz, K. L., Haberer, K. (1996). Nachweis von Betablockern und Bronchospasmolytika in der aquatischen Umwelt. Vom Wasser, 87, 263 - 274
- Hirsch, R. Ternes, TH. A., Kratz, K. L., Haberer, K. (1999). Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. Sci. Total Environ. 225, 109-118
- Höglund, C. (2001). Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine. Doctoral Thesis. Royal Institute of Technology, Department of Biotechnology, Applied Microbiology, Stockholm 2001
- Höglund, C., Ashbolt, N., Stenström, T.A., Svensson, L.: Viral persistence in source-separated human urine. Advances in Environmental Research 6, 265-275, 2002.
- Höglund, C., Stenström, T.A., Ashbolt, N.: Microbial risk assesement of source-separated urine used in agriculture. Waste Management & Research 20, 150-161, 2002.
- Höglund, C., Stenstrom, T.A., Jönnsen, H., Sundin, A.: Evaluation of fecal contamination and microbial die-off in urine separating sewage systems. Wat. Sci. Tech. 38 (6), 17-25, 1998.
- Höglund, C.: Evaluation of microbial health risk associated with the reuse of source-separated human urine. Doctoral thesis on the Royal Institute of Technology, Department of Biotechnology, Applied Microbiology and Swedish Institute for Infectious Disease Control, Department of Water and Environmental Microbiology, 2001.
- Höglund, C.E., Stenström, T.A.B.: Survival of Cryptosporidium parvum oocysts in source separated human urine. Can. J. Microbiol. 45, 740-746, 1999.
- Holm, J.V., Rügge, Bjerg, P.L., und Christensen, T.H. (1995). Occurrence and distribution of pharmaceutical organic compounds in the groundwater downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). Environ. Sci. Technol., 29, S. 1415-1420.
- Holmquist A., Moller J., Dalsgaard A.: Latrine Composting – a Hygienic Evaluation. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- IMS – Institut für medizinische Statistik (1998). Sonderstudie für das Umweltbundesamt: Arzneimittelsubstanzen in Österreich.Wien.
- Innovation Betriebs- und Regenwasserbewirtschaftung (1998). Auswahl und Bewertung von Techniken zum nachhaltigen Umgang mit Wasser in Neubaugebieten. Arbeitsstudie in Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Verkehr, Bau-und Wohnungswesen.

- Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI) Karlsruhe, Dezember 1999
- Jauschnegg H., 2003, Landwirtschaftliche Biogasanlagen in Österreich, Erhebung des Österreichischen Biomasseverband, Wien, Österreich
- Jenkins J.C.: The Humanure Handbook. A Guide to Composting Human Manure, Jenkins Publishing, ISBN 0-9644258-4-X, 1994
- Jönsson, H., A. Ritchert Stinzing, B. Vinneras and E. Salomon: Guidelines on the use of urine and faeces in crop production. EcoSanRes, Report 2, 2004.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D, Kärrman, E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste for utilisation in the URWARE-model. Urban Water report 2005:6 (noch nicht veröffentlicht)
- Jönsson H.: The Role of EcoSan in Achieving sustainable Nutrient Cycles. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Jos, A., Repetto, G., Rios, J.C., Hazen, M.J., Molero, M.L., del Peso, A., Salguero, M., Fernández-Freire, P., Pérez-Martin, J.M., Caméan, A. (2003). Ecotoxicological evaluation of carbamazepine using six different model systems with eighteen endpoints. *Toxicology in Vito*, 17, 525 - 532
- Kalkoffen J., Fiedler D. und Kludt R.: Komposttoiletten – verschiedene Bauarten, Analyse und Bewertung der Kompostqualität. Studienarbeit Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Berlin, 1995
- Kärman, E., Johansson, M., Byström, Y., Palm, O., Petersens, E., Ridderstolpe, P., Olin, B., Christensen, J. (2005). Recycling of wastewater – an evaluation of LIP-financed small scale wastewater systems, reed beds and wastewater irrigation systems. Report from Swedish EPA No. 5406, Stockholm, Sweden.
- Kaltschmitt M. und Hartmann H. (Hrsg.), 2001, Energie aus Biomasse, Springer-Verlag, BRD
- Kemp, R./J. Schot/R. Hoogma: Regime Shifts to Sustainability Through Processes of Niche Formation: The Approach of Strategic Niche Management, in: *Technology Analysis & Strategic Management*, Volume 10, Number 2, June 1998
- Kirchmann, H., Pettersson, S. (1995). Human urine – Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*, 40 (2), 149 - 154
- Klingler Barbara, 1994, Environmental Aspects of Biogas Technology, Hrsg.: German Biogas Association (Fachverband Biogas), Kirchberg/J., BRD
- Langbein M.: Prozeßsicherheit von Komposttoiletten im Gebirge. Diplomarbeit an der FH München, Fachbereich Physikalische Technik, 1997
- Länge R, Hutchinson T.H, Croudace C.P, Siegmund F, Schweinfurth H, Hampe P, Panter GH, Sumpter J.P. (2001). Effects of the synthetic estrogen 17 alpha-ethinylestradiol on the life-cycle of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *S Environ Toxicol Chem* 20(6):1216-27
- Lehtomäki, A.; Viinikainen, T.; Alen, R. und Rintala, J. (2003): Methane Production from Energy Crops and Crop Residues: Effect of Harvest Time and Chemical Composition. Internatinal Nordic Conference, Finland.
- Lienert J. und LARSEN T.A.: Introducing Urine Separation in Switzerland: Novaquatis, an Interdisciplinary Research Project. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Londong, J (2005): Zusammenfassende Risikobewertung. In: Abschlussbericht des Forschungsprojektes „Nährstofftrennung und –verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der Lamberts-mühle“. Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band 21, Bonn, 2005.
- Lücke, F.K.: Microbiological risk assessment of greywater recycling. Proceeding to the 2nd Internatinal Symposium on ecological sanitation. Lübeck, April 7 to 11, 2003.
- Ludley H., 2003, Nachhaltigkeit und Biogaserzeugung in landwirtschaftlichen Anlagen, In: Erneuerbare Energien in der Land(wirt)schaft 2002/2003, Medenbach-Verlag, BRD
- Malmén L., Palm O.: Sanitation of and Nutrient Recovery from Blackwater and Organic Material. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium

- on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Mascher, F., Haas, D., Stuhlbacher A., Marth, E., Pichler-Semmelrock, F.P., Köck, M., Feierl, G.: Abwasserreinigung unter dem Aspekt der Elimination seuchenhygienisch relevanter Mikroorganismen. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 48 (11/12), 314-319, 1996.
- Mascher, F.: Hygienische Bewertung von Abwasser und Klärschlamm. Umwelt Forsch Prax 3 (1), 31-35, 1998.
- Mathys, W.: Abschätzung gesundheitlicher Risiken beim Betrieb von Kleinkläranlagen, speziell von Pflanzenkläranlagen. Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Hygiene, 1998.
- Matthias J., 2001, Neue Aspekte für Biogasanlagen, Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe (www.lk-wl.de/technik/biogasanlagen.html)
- Martensson, M./P. Fuehrer: Environmentally adapted infrastructure and every day life – a swedish example, Paper presented at the conference „new nature, new cultures, new technologies“ Fitzwilliam College, University of Cambridge, England, 5-7 July, 2001
- Mels A. und Zeeman G.: Practical Examples of DESAR Concepts in Urban Areas in the Netherlands. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Meyer, M.T., Bumgarner, J.E., Varns, J.L., Daughtridge, J.V., Thurman, E.M., Hostetler, K.A. (2000). Use of radioimmunoassay as a screen for antibiotics in confined animal feeding operations and confirmation by liquid chromatography/mass spectrometry. The science of the total environment, 248 (2/3), 181 - 187
- Mitterleitner, H. (2003): Feststoffe in die Biogasanlage – aber wie? Biogas Journal 1 16-19
- Nadauscher I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologische Trockentoiletten – mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereiches. Dissertation am Institut f. Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe. Schriftenreihe des ISWW Band 100, Karlsruhe 2001
- Niederste-Hollenberg, J., Oldenburg, M., Otterpohl, R.: Einsatz dezentraler Sanitärtechnologie mit getrennter Urinerfassung in Schweden. Wasser & Boden 54 (5), 20-24, 2002.
- Oberfeld, G.: Hygienische Aspekte der Eigenkompostierung. Umweltmed. Forsch. Prax. 1 (3), 169-172, 1996.
- Oberg S.: Biologiske Klosetter i praktisk bruk. Mikrobiologisk Institutt Norges Landsbrukshogskole, 1432 As, 1983
- Oldenburg M., Niederste-Hollenberg J., Bastian A., Schirmer G.: Nutrient Utilization by Urine separation – Experiences from the Lambertsühle Project. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Oldenburg M., Zimmermann J., Bastian A., Otterpohl R.: Das teilstromorientierte Abwasserkonzept der Lambertsühle – Konzept, betrieb, Forschungsvorhaben, in: Das Projekt Lambertsühle: Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum? Hrsg: Wupperverband, Burscheid, 2003.
- Oldenburg, M., Bastian, A., Londong, J., Niederste-Hollenberg, J.: Nährstofftrennung in der Abwassertechnik am Beispiel der „Lambertsühle“. Wasser – Abwasser 143 (4), 314-319, 2002.
- ÖNORM B 2502-1: Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte. 1994.
- Ornetzeder, M./H. Rohrer: Nutzererfahrungen als Basis für nachhaltige Wohnkonzepte, Berichte aus der Energie- und Umweltforschung (Hg. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie) 22/2001
- Österreichisches Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung, 2000: ÖKL-Richtwerte für die Maschinenselbstkosten für das Jahr 2000
- Otterpohl R.: Perspektiven für die dezentrale Abwasserreinigung: Das abwasserfreie Haus und dezentrale Abwasseranlagen in der Innenstadt? Wasser und Boden 54/5, S.12-15, 2002
- Otterpohl, R., Oldenburg, M. (2005). Persönliche Mitteilung??
- Otterpohl, R., Oldenburg, M.: Neue Konzepte in der Siedlungswasserwirtschaft – Trennung,

- Verwertung und Behandlung der Stoffströme im ländlichen Raum. Wiener Mitteilungen 163, I1-I13, 2000.
- Otterpohl, R., Oldenburg, M.: Neue Konzepte in der Siedlungswasserwirtschaft – Trennung, Verwertung und Behandlung der Stoffströme im ländlichen Raum. Wiener Mitteilungen 163, I1-I13, 2000.
- Ottosson, J.: Faecal contamination of greywater – assessing the treatment required for hygienically safe reuse or discharge. Proceeding to the 2nd International Symposium on ecological sanitation. Lübeck, April 7 to 11, 2003.
- ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (2003). Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. ÖWAV-Regelblatt 17, 2., vollständig überarbeitete Auflage, Wien, 2003
- ÖWAV: Regelblatt 405. Arbeitshygienische und arbeitsmedizinische Richtlinien für Abwasseranlagen. 2004.
- Pahl-Wostl, C./A. Schönborn/N. Willi/J. Muncke/T.A. Larsen: Investigating consumer attitudes towards the new technology of urine separation, in: Water Science and Technology 2003, Vol. 48 No 1 pp 57-65 et al.
- Palmquist, H, Jönsson, H. (2003). Urine, faeces, greywater and biodegradable solid waste as potential fertilisers. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd international symposium on ecological sanitation, Lübeck, 2003
- Pauly, U., Großefehn, S. Blau, P. v. Broke, R. v. Sydow, Neu-Eichenberg und R. Haider: Zehn Jahre Klärschlammvererdung in Schilfbeeten - neue Wege der Klärschlammverarbeitung und –verwertung. Korrespondenz Abwasser. (44) 8, 1812-1822, 1997.
- Persy E. und Stocker U., 2003, Voruntersuchungen zur Vergärung biogener Abfälle der Stadt Wien, Tagungsband Symposium „Vergärung biogener Abfälle“, 22.-23. Mai 2003, IFA Tulln, Tulln, Österreich
- Pichler-Semmelrock, F.P., Mascher, F., Köck, M., Feierl, G.: Hygienische Aspekte der Nutzung von Dachablaufwasser im Haushalt und im Garten. Mitteilung der Sanitätsverwaltung 8, 3-14, 2000.
- Pinsem W.: Composting with Human Urine: Plants Fertilizer Approach. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Rahman M.H., Mottalib M.A. und M.H. Bhuiyan, 1996, A study on biogas technology in Bangladesh, 22. WEDC Konferenz, New Dehli, Indien
- Rechenburg, A (2005). Hygieneuntersuchungen von Fäkalkomposten. In: Abschlussbericht des Forschungsprojektes „Nährstofftrennung und –verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der Lambertsmühle“. Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band 21, Bonn, 2005.
- Reinhofer, M. und H. Berghold: Klärschlammvererdung mit Hilfe von Helophyten. Korrespondenz Abwasser. (41) 8, 1302-1305, 1994.
- Richardson, M.L., Bowron J.M. (1985). The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment, Journal of Pharm. Pharmacol. 37, 1-12
- Richter, M. (2003). Ökotoxikologische Risikobewertung von Pharmaka in Urin nach Behandlung im Bioreaktor und durch Membranfiltration. Diplomarbeit an der Hochschule Anhalt, Hochschule für angewandte Wissenschaften, Fachbereich Lebensmitteltechnologie/Biotechnologie/Verfahrens- und Umwelttechnik, März, 2003
- Rogers, E. M.: Diffusion of Innovations, New York 1995
- Rieck, 2001, Strategien einer sinnvollen Verwertung von menschlichem Urin
- Rieck, Ch. (2001). Strategien einer sinnvollen Verwertung von menschlichem Urin. Diplomarbeit an der Universität-Gesamthochschule, Fakultät für Landschaftsplanung
- Rogalski W., 2003, Bioabfallwirtschaft der Stadt Wien – Gesamtkonzept, Tagungsband Symposium „Vergärung biogener Abfälle“, 22.-23. Mai 2003, IFA Tulln, Tulln, Österreich
- Rünzi M., 2001, Klimawirkung landwirtschaftlicher Biogasanlagen – Versuch einer monetären Bewertung. In: Erneuerbare Energien in der Land(wirt)schaft 2001, Medenbach-Verlag, BRD

- Sattelberger, R. (1999). Arzneimittelrückstände in der Umwelt. Wien, Umweltbundesamt Österreich: 1-121
- Schantl S. und Spanischberger A., 2002, Der Anbau nachwachsender Rohstoffe in der EU, In: Nachwachsende Rohstoffe Nr. 26, Hrsg. Bundesanstalt für Landtechnik Wieselburg, Österreich
- Schnaak, W. (1995). Untersuchungen zum Vorkommen von ausgewählten organischen Schadstoffen im Klärschlamm und deren ökotoxikologische Bewertung bei der Aufbringung von Klärschlämmen auf Böden sowie Ableitung von Empfehlungen für Normwerte. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben A8 – 11/93 Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie und Landesumweltamt Brandenburg, Bergholz-Rehbrücke
- Schneider, R.J. (2005). Pharmaka im Urin: Abbau und Versickerung vs. Pflanzenaufnahme. In: Nährstofftrennung und –verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der „Lambertsmühle“. Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band 21, Bonn 2005
- Schöler, A. und Rott, U. (2000). Ermittlung von verschmutzungsabhängigen Abwassergebühren. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, (47), 12, 1838-1845.
- Schönning C.: Recommendations for the Reuse of Urine and Faeces in order to Minimize the Risk for Disease Transmission. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Schönning, C. and T.A. Stenström: Guidelines for the save use of urine and faeces in ecological sanitation systems. EcoSanRes, Report 1, 2004.
- Schönning, C., Leeming, R., Stenström, T.A.: Faecal contamination of source-separated human urine based on the content of faecal sterols. Water Research 36, 1965-1972, 2002.
- Schönning, C.: Recommendations for the reuse of urine and faeces in order to minimise the risk for disease transmission. Proceeding to the 2nd Internatinal Symposium on ecological sanitation. Lübeck, April 7 to 11, 2003.
- Schot, J. W.: Constructive Technology Assessment and Technology Dynamics: The Case of Clean Technologies, in: Science, Technology & Human Values, Vol. 17 No. 1, Winter 1992, pp. 36-56
- Schot, J.W.: Constructive Technology Assessment comes of age. The birth of a new politics of technology; in: Jamison, A. (ed.): Technology Policy Meets the Public, Aalborg 1998, pp. 207-231
- Schweinfurth, H., Länge, R., Gunzel, P. (1996). Environmental fate and ecological effects of steroidal estrogens. IBC Conference Proceedings of “Oestrogenic chemicals in the Environment”, London, 9-10 May 1996.
- Seiler, R.L., Zaugg, S.G., Thomas, J.M., Howcroft, S. (1999). Caffeine and pharmaceuticals as indicators of waste water contamination in wells. Ground Water, 37, 405-410.
- Speece R.E., 1996, Anaerobic Biotechnology for industrial waste waters, Archae Press, USA
- Starkl, M., Brunner, N., Haberl, R. (2004). Erhebung, Analyse und Bewertung geeigneter Verfahren zur Variantenuntersuchung in der Siedlungswasserwirtschaft. Endbericht (BM:LFUW).
- TGD – Technical guidance documents, Draft of TGD revision (2003), European Chemicals Bureau, accessed at: <http://ecb.jrc.it/index.php?CONTENU=/Technical-Guidance-Document/sommaire.php>
- Tuschewitzki, G.J.: Mikrobiologische Untersuchungsergebnisse und hygienische Bewertung. In: Das Projekt Lambertsmühle: Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum? Wupperverband, 2003.
- Umweltbundesamt Wien (1995). LAS in der Umwelt – Literaturstudie und Untersuchung zu Waschmittelinhaltsstoffen. UBA-BE-95-105
- Umweltbundesamt Wien (1997). Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. Monographie Band 95
- Umweltbundesamt Wien (2001). Hormonell wirksame Substanzen in Klärschlämmen. Monographie Band 136
- Vinneras et al. (2002) „Desinfection of faecal matter by thermal composting – laboratory

- scale and pilot scale studies. *Bioresource Technology* 4(4): 321-329.
- Vinneras B., Jönsson H., Salomon E., Richert-Stinitzing A.: Tentative Guidelines for Agricultural Use of Urine and Faeces. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Vinneras B., Jönsson H.: Separation of Faeces Combined with Urine Diversion – Function and Efficiency. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- WALKER S. und DAVISON L.: Owner-built Composting Toilets in Lismore, Australia: Meeting the Needs of Users and regulators. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Wendland C. und Oldenburg M.: Operation Experiences with a Source Separating Project. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- West, S. (2003). Innovative on-site and decentralised sewage treatment, reuse and management systems in Northern Europe and the USA. Internal report, Sydney Water Corporation.
- Wimmer, M. (2003). Wasserrahmenrichtlinie – Qualitätsziele für chemische Stoffe in Oberflächengewässern. Arbeitskreis Chemie/Überwachung Ziele, Stand April 2003
- Winblad U., Kilama W.: Sanitation Without Water. Swedish International Development in Sanitation Authority, Stockholm, 1980
- Wittgren H.B., Baky A., Palm O. (2003). Environmental Systems Analysis of Small-Scale Sanitation. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Wittgren H.B., Baky A., Palm O.: Environmental Systems Analysis of Small-Scale Sanitation. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003
- Wörgetter M., 2001, Nachwachsende Rohstoffe in Österreich, 3. Internationales Symposium „Werkstoffe aus Nachwachsenden Rohstoffen“, 5.-6. September 2001, Erfurt, BRD
- Wörgetter M., 2002, Bundesanstalt für Landtechnik Wieselburg, Österreich, persönliche Mitteilung
- Wupperverband (2003). Das Projekt Lamberts-mühle – zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum? Burscheid, 2003
- Young, W.F., Whitehouse, P., Johnson, I., Sorokin, N. (2002). Proposed predicted No-effect concentrations (PNECs) for natural and synthetic steroid oestrogens in surface waters. Research and development, Technical Report P2-T04/1, Environment Agency, Bristol
- Zavala M.A.L., Funamizu N., Takakuwa T.: Temperature Effect on Aerobic Biodegradation of Faeces Using Sawdust as a Matrix. In: ECOSAN – Closing the Loop“, Proceedings zum 2nd Internat. Symposium on Ecological Sanitation, Lübeck, 2003

7 ANHANG

7.1 Rechtliche Rahmenbedingungen zur stofflichen Verwertung von Abwasserteilströmen

ANHANG Niederösterreich:	Grundlagen und Berechnungen (separat) Planliche Darstellungen (separat)
ANHANG Oberösterreich	Grundlagen und Berechnungen (separat) Planliche Darstellungen (separat)
ANHANG Steiermark	Grundlagen und Berechnungen (separat) Planliche Darstellungen (separat)

7.1 Rechtliche Rahmenbedingungen zur stofflichen Verwertung von Abwasserteilströmen

7.1.1 Einleitung

Die Trennung von häuslichem Abwasser in unterschiedliche Teilfraktionen verfolgt folgende Ziele:

1. Reduktion der abwassertechnisch zu behandelnden Schmutzfrachten
2. Reduktion der Transport- und Speichervolumina durch Teilstrombehandlung vor Ort (Pflanzenbeete für Grauwasser und Braunwasserfiltrat, Kompostierung der festen Braunwasserinhaltsstoffe)
3. Nutzung des Nährstoffpotentials der Fraktion Gelbwasser (Urin) durch direkte stoffliche Verwertung

Die Beschreibung der einzelnen Abwasserteilströme ist in Kap. 2.1 ersichtlich.

Grundsätzlich erscheint eine stoffliche Verwertung von Abwasser(fractionen) und Abfällen (kompostierte Braunwasserrückstände) nur unter dem Aspekt der Pflanzenernährung sinnvoll. Gleichzeitig muss durch die Anwendung von bodenschutztechnischen Mindeststandards sichergestellt werden, dass aus einer solchen Verwertung keine Gefährdung von Boden, Grundwasser, Pflanze, Tier und Mensch zu besorgen ist. Diese Mindeststandards müssen sich daher zum einen auf die Konzentration der Inhaltstoffe (potentieller Schadstoffe) und zum anderen auf die Verfahrensregeln im Zuge der Verwertung (Anforderungen an Lagerungs- und Ausbringungstechnik, Ausbringungsmengen/Fläche, Ausbringungszeiten) beziehen.

Bodenschutz ist betreffend seiner gesetzlichen Regelung eine Querschnittsmaterie. Daher finden sich bodenschutzrelevante Bestimmungen in einer Reihe unterschiedlicher Rechtsnormen sowohl auf Bundes- wie auf Landesebene. Grundsätzlich fällt die Bodenschutzgesetzgebung in Österreich in die Kompetenz der Bundesländer.

Da die getrennte Sammlung und Verwertung von Abwasserteilströmen bisher in Österreich nicht durchgeführt wurde, existieren keine direkt anwendbaren Gesetze. In Kapitel 7.1.2 werden daher zunächst die aus Bodenschutzsicht bezug habenden Landesgesetze und die darauf aufbauenden Verordnungen hinsichtlich ihrer möglichen Regelungsinhalte zur stofflichen Verwertung einzelner Abwasserfraktionen untersucht.

In Kapitel 7.1.3 werden rechtliche Rahmenbedingungen bezüglich der Kompostierung von Braunwasserrückständen behandelt.

Abgeleitet aus der Tatsache, dass zumindest einzelne Abwasserteilfraktionen als Abfälle zu qualifizieren sind, werden in Abschnitt 7.1.4 die abfallrechtlichen Rahmenbedingungen zur stofflichen Verwertung insbesondere von Gelbwasser (Urin) und Braunwasserrückstandskomposten näher beleuchtet.

In Kapitel 7.1.5 werden die wichtigsten EU Regelungen angeführt.

7.1.2 Analyse der bodenschutzrechtlichen (länderspezifischen) Voraussetzungen

Für die im Rahmen des gegenständlichen Projektes direkt mitwirkenden Bundesländer gelten die folgenden Landesgesetze mit den zugehörigen Verordnungen:

Oberösterreich:

Oberösterreichisches Bodenschutzgesetz 1991

Oberösterreichische Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung

Niederösterreich

Niederösterreichisches Bodenschutzgesetz
Niederösterreichische Klärschlammverordnung

Steiermark

Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz
Klärschlammverordnung
Gülleverordnung

Aus den oben genannten Rechtsnormen werden im Folgenden einzelne Regelungsinhalte mit möglichem Bezug zur Verwertung von Abwasserteilströmen wiedergegeben.

Die relevanten Landesgesetze für die restlichen Bundesländer die am Projekt beteiligt sind finden sich im Anschluss.

7.1.2.1 Oberösterreich:

7.1.2.1.1 *Das oberösterreichische Bodenschutzgesetz*

Titel: „Landesgesetz vom 3. Juli 1991 über die Erhaltung und den Schutz des Bodens vor schädlichen Einflüssen sowie über die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln“ (Oö. Bodenschutzgesetz 1991, LGBl. 63/1997 idF LGBl. 84/2002)

Ein wesentlicher Regelungsinhalt dieses Landesgesetzes bezieht sich auf die Ausbringung von Klärschlämmen, (Klärschlamm)komposten und Müllkomposten sowie von Senkgrubeninhalten auf landwirtschaftliche Kulturflächen. Im Zusammenhang mit den im gegenständlichen Projekt zu betrachtenden Abwasserteilfraktionen (vgl. Kap 2.1) sind folgende Definitionen aus dem OÖ Bodenschutzgesetz wichtig:

§2 Zi.13a: **häusliches Abwasser:** *Abwasser aus Küchen, Waschküchen, Waschräumen, Sanitär- oder ähnlich genutzten Räumen in Haushalten oder mit diesem hinsichtlich seiner Beschaffenheit vergleichbares Abwasser aus öffentlichen Gebäuden, Gewerbe-, Industrie- oder landwirtschaftlichen oder sonstigen Betrieben;*

Zi.7: **Klärschlamm:** *Rückstände aus der Reinigung von Abwässern, gleichgültig welcher Herkunft und Beschaffenheit, ausgenommen Rechengut und Sandfanginhalte, auch wenn Nährstoffe zugesetzt wurden;*

Zi.8: **stabilisierter Klärschlamm:** *Klärschlamm, bei dem die leicht zersetzbaren organischen Stoffe durch Faulung (anaerob), Belüftung (aerob) oder sonstige Verfahren abgebaut sind;*

Zi.10: **Klärschlammkompost:** *ein humusähnlicher Stoff, der als Produkt biologisch-chemischer Umwandlung (Verrottung) von Klärschlamm unter Beimengung von Strukturmaterial anfällt, auch wenn Nährstoffe zugesetzt wurden;*

Zi.11: **Kompost:** *ein humusähnlicher Stoff, der als Produkt biologisch- chemischer Umwandlung (Verrottung) aus ausschließlich biogenen Abfällen (§ 2 Abs. 4 Z. 6 Oö. Abfallwirtschaftsgesetz 1997) anfällt;*

Grundsätzlich stammen die im gegenständlichen Projekt betrachteten Abwasserteilströme aus *häuslichem Abwasser*. Unter der Annahme, dass die Teilströme Grauwasser und Gelbwasser am ehesten unter dem rechtlichen Begriff *häusliches Abwasser* zu subsumieren sind und Braunwasserrückstand seine Entsprechung im Klärschlamm-begriff findet, können die folgenden Bestimmungen des OÖ Bodeschutzgesetzes zumindest ansatzweise herangezogen werden:

§7 Abs.(1) *Die Ausbringung von Senkgrubeninhalten und von Klärschlamm aus Kläranlagen bis 50*

Einwohnerwerte (Kleinkläranlagen) auf Böden ist verboten. Ausgenommen ist die Ausbringung auf bewirtschaftete landwirtschaftliche Kulturflächen von
 1. häuslichen Abwässern und
 2. Klärschlamm aus Kleinkläranlagen mit biologischer Abwasserreinigung, der ausschließlich aus der Reinigung von häuslichen Abwässern stammt.

Abs.(2) Auf bewirtschaftete landwirtschaftliche Kulturflächen dürfen höchstens 50 m³ Senkgrubeninhalte (Abs. 1 Z. 1) pro Hektar und Jahr ausgebracht werden. [...]"

Abs.(3) Sofern für die Ausbringung von Klärschlamm (Abs. 1 Z. 2) Ackerflächen und Grünland (Wiesen, Weiden, Bergmäher und Feldfutterkulturen) zur Verfügung stehen, darf die Ausbringung von Klärschlamm nur auf Ackerflächen erfolgen. Grünland darf frühestens sechs Wochen nach der Ausbringung von Klärschlamm für Futterzwecke genutzt werden.

Abs.(4) Senkgrubeninhalte (Abs. 1 Z. 1) und Klärschlamm (Abs. 1 Z. 2) dürfen nicht ausgebracht werden:

1. auf verkarstete Böden;
2. auf Almböden;
3. auf wassergesättigte oder durchfrorene Böden sowie auf Böden mit geschlossener Schneedecke;
4. auf Gemüse-, Beerenobst- oder Heilkräuterkulturen;
5. auf hängige Böden mit Abschwemmgefahr.

Abs. (5) Die Behörde hat auf begründeten Antrag die Ausbringung von Senkgrubeninhalten (Abs. 1 Z. 1) und Klärschlamm (Abs. 1 Z. 2) auf Almböden und/oder verkarsteten Böden zu bewilligen, wenn

1. die Senkgrubeninhalte und der Klärschlamm aus Kleinkläranlagen auf Almen und verkarsteten Böden anfallen,
2. eine nachhaltige Beeinträchtigung der Bodengesundheit nicht zu erwarten ist und
3. die Verfrachtung der Senkgrubeninhalte oder des Klärschlammes aus Kleinkläranlagen nur mit hohem technischen Aufwand möglich ist. Die Bewilligung ist befristet zu erteilen; die Vorschreibung von Bedingungen und Auflagen ist zulässig.

Abs. (6) Der Nutzungsberechtigte einer landwirtschaftlichen Kulturfläche hat, wenn er nicht nur im eigenen landwirtschaftlichen Betrieb anfallende Senkgrubeninhalte oder Klärschlämme aus Kleinkläranlagen ausbringt, Aufzeichnungen über die Gesamtmenge der ausgebrachten Senkgrubeninhalte und des ausgebrachten Klärschlammes aus Kleinkläranlagen sowie über die Ausbringungsfläche zu führen. Diese Aufzeichnungen sind fünf Jahre aufzubewahren. Der Behörde ist Einsicht in die Aufzeichnungen zu gewähren; über Aufforderung sind ihr Auskünfte zu erteilen und Unterlagen zu übermitteln."

§8 Abs.(1) Auf Antrag einer Abwasserverwertungsgemeinschaft hat die Behörde die Ausbringung von mehr als 50 m³, höchstens aber 100 m³ Senkgrubeninhalte gemäß § 7 Abs. 1 Z. 1 pro Hektar und Jahr auf Ackerflächen zu bewilligen, wenn

1. die Abwasserverwertungsgemeinschaft entweder durch eine landwirtschaftliche Fachorganisation, wie z.B. Maschinenring, oder durch den Zusammenschluss von mindestens drei Landwirten gebildet wird,
2. ein für die Einhaltung der Bestimmungen dieses Landesgesetzes Verantwortlicher namhaft gemacht wird,
3. die Abwasserverwertungsgemeinschaft die Verfügungsgewalt über geeignete Ackerflächen im Ausmaß von mindestens 50 Hektar außerhalb von wasserwirtschaftlich geschützten Gebieten besitzt,
4. ein Ausbringungskonzept vorgelegt wird, das Aussagen darüber enthält, auf welche Ackerflächen ausgebracht werden soll,
5. geeignete Einrichtungen für Zwischenlager oder mindestens fünfjährige Verträge mit Übernahmestellen nachgewiesen werden und
6. geeignete sonstige technische Einrichtungen, die für die Ausbringung verwendet werden, vorhanden sind.

Abs.(2) Die Ausübung der Bewilligung gemäß Abs. 1 ist nur zulässig, wenn die Ausbringung auf

Grund von Verträgen mit mindestens fünfjähriger Laufzeit erfolgt und ein Ausbringungsnachweis geführt wird. Der Ausbringungsnachweis hat folgende Angaben zu enthalten:

1. die Herkunft der ausgebrachten Senkgrubeninhalte, die nicht im eigenen Betrieb anfallen (Name und Anschrift des Eigentümers der Senkgrube sowie Standort der Senkgrube);
2. die jeweils auf eine bestimmte Ausbringungsfläche zu einem bestimmten Zeitpunkt ausgebrachte Menge von nicht im eigenen Betrieb anfallenden Senkgrubeninhalten;
3. die auf eine bestimmte Ausbringungsfläche innerhalb eines Jahres ausgebrachte Gesamtmenge eigener und fremder Senkgrubeninhalte.

Abs.(3) Die Unterlagen gemäß Abs. 2 sind fünf Jahre aufzubewahren. Der Behörde ist Einsicht in die Verträge und Ausbringungsnachweise zu gewähren; über Aufforderung sind ihr Auskünfte zu erteilen und Unterlagen zu übermitteln.

Abs.(4) Die Vorschreibung von Auflagen und Bedingungen im Bewilligungsbescheid ist zulässig, soweit dies zur Wahrung öffentlicher Interessen, insbesondere zur Vermeidung unzumutbarer Belästigungen der Nachbarschaft oder zur Wahrung der Zielsetzungen dieses Landesgesetzes erforderlich ist. Ergibt sich nach Erteilung der Bewilligung, dass trotz Einhaltung der im Bewilligungsbescheid vorgeschriebenen Auflagen und Bedingungen öffentliche Interessen gefährdet sind, kann die Behörde andere oder zusätzliche Auflagen und Bedingungen vorschreiben, soweit dies zur Beseitigung der Gefährdung erforderlich ist.

Abs.(5) Im Bewilligungsverfahren ist jedenfalls ein agrartechnischer Sachverständiger beizuziehen. Das wasserwirtschaftliche Planungsorgan und die Oö. Landwirtschaftskammer sowie die Gemeinde(n), in deren Gebiet Ackerflächen gemäß Abs. 1 Z. 4 liegen, sind im Bewilligungsverfahren zu hören. Die Bezirksverwaltungsbehörde hat eine Ausfertigung des Bewilligungsbescheides den betroffenen Gemeinden zuzustellen.

Aus einer (direkten) Anwendung der oben zitierten Bestimmungen ergibt sich somit die Möglichkeit der stofflichen Verwertung von bis zu 100 m³ Grauwasser/Braunwasserfiltrat pro Hektar und Jahr (entspricht 4 EW/ha und Jahr). Aufgrund seiner stofflichen Zusammensetzung (Kap. 2.1) ist der Zweck einer solchen Anwendung (Nährstoffversorgung) jedoch fraglich.

Die Fraktion Gelbwasser (Urin) könnte unter Berücksichtigung der im Rahmen einer ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung zulässigen Höchstgrenze von 170kg Stickstoff (§8 Aktionsprogramm Nitratrictlinie) mit 10-15m³ pro Hektar und Jahr auf landwirtschaftlichen Flächen verwertet werden. Eine - zur Zeit nicht vorhandene²³ - Voraussetzung dafür ist allerdings die Feststellung, dass aus den unerwünschten Inhaltsstoffen im Urin (vgl. Kap. 4.2) keine Beeinträchtigung der Bodengesundheit zu besorgen ist.

Die Behandlung der festen Braunwasserinhaltsstoffe in einer Kompostierung vorausgesetzt, ist eine Anwendung auf landwirtschaftlichen Kulturflächen am ehesten mit der Anwendung von Klärschlammkomposten vergleichbar. Die diesbezüglichen Bestimmungen des OÖ Bodenschutzgesetzes für Klärschlämme aus Kleinkläranlagen würden demnach eine Anwendung von bis zu 50 m³ Klärschlammkompost pro Hektar und Jahr erlauben. Pro EW und Jahr ist mit 0,05 m³ kompostierten Braunwasserrückständen zu rechnen. Gemeinsam mit der Gelbwasserfraktion, die ebenfalls landwirtschaftlich verwertet werden soll und je EW und Jahr 0,5 m³ ausmacht, wären aufgrund dieser Regelung je 90 EW und Jahr ein Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche erforderlich. Die dadurch aufgebrauchte Stickstoffmenge würde sich jedoch auf 360 kg Reinstickstoff je Hektar belaufen und wäre gemäß Aktionsprogramm Nitratrictlinie auf 170 kg Reinstickstoff je Hektar zu begrenzen. Somit könnten die in Frage kommenden Abwasserfraktionen von 40 EW und Jahr auf einem Hektar verwertet werden.

²³ In einer Stellungnahme des Sachverständigendienstes des Landes OÖ wird aufgrund fehlender abgesicherter wissenschaftlicher Arbeiten eine Beeinträchtigung der Bodengesundheit derzeit nicht ausgeschlossen .

7.1.2.1.2 Die oberösterreichische Klärschlamm-, Müll- und Müllkompostverordnung

Titel: „Verordnung der Oö. Landesregierung vom 22. Februar 1993 über die Ausbringung von Klärschlamm, Müll- und Klärschlammkompost auf Böden“ (Oö. Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung, LGBl.Nr. 21/1993)

In dieser Verordnung werden die Grenzwerte für Schadstoffe in Klärschlamm, Müll- und Müllkompost festgelegt. Weiters werden Grenzwerte für Schadstoffe im Boden festgelegt, auf den Klärschlamm-, Müll- oder Klärschlammkompost aufgebracht werden soll. In weiterer Folge wird die Entnahme von Klärschlamm- und Bodenproben sowie die Ausstellung notwendiger Bescheinigungen geregelt.

Bei einer stofflichen Verwertung von Abwasserteilfraktionen werden die festgelegten Grenzfrachten aus dieser Verordnung einzuhalten sein.

7.1.2.2 Niederösterreich

7.1.2.2.1 Niederösterreichisches Bodenschutzgesetz

Titel: „NÖ Bodenschutzgesetz“ LGBl. 6160-4, vom 02.03.2005

Mit dieser Novelle zum NÖ Bodenschutzgesetz wurden – in Anlehnung an das OÖ Bodenschutzgesetz – eigene Regelungen für das Aufbringen von Senkgrubeninhalten geschaffen. Eine Regelung, die zumindest dem Zweck nach für eine analoge Betrachtung der Abwasserteilfraktionen herangezogen werden kann. Zusätzlich wurde für Klärschlämme neben der direkten Verwertung nunmehr auch der Bereich der Klärschlammkomposte – durch Übernahme des Kompostverordnung (BGBL. II 292/2001) eindeutig geregelt.

§3 *Zi.9. **Klärschlamm** ist der bei der Behandlung von Abwasser in Abwasserreinigungsanlagen anfallende Schlamm, auch wenn er zum Zwecke der Hygienisierung, Stabilisierung, Entwässerung und Verdünnung mit anderen Stoffen vermischt wurde. Im Zuge der Reinigung von Abwässern aus der ausschließlichen Verarbeitung landwirtschaftlicher Rohstoffe anfallende Substrate fallen nicht unter diesen Begriff.*

*Zi.13 **Senkgrubeninhalt** ist häusliches Abwasser, das in einer baulichen Anlage oder einem Behälter zur vorübergehenden Aufbewahrung gesammelt wird.*

Als Voraussetzungen für das Aufbringen von Senkgrubeninhalten wurden festgelegt:

§10

(1) Senkgrubeninhalte dürfen ohne Bewilligung auf Böden nur dann aufgebracht werden, wenn

1. die Aufbringungsmenge höchstens 50 m³ pro Hektar und Jahr beträgt;
2. die Aufbringung auf einer Fläche mit Nährstoffentzug erfolgt.

(2) Senkgrubeninhalte dürfen nicht aufgebracht werden

1. auf durchnässten, tiefgefrorenen oder schneebedeckten Böden;
2. auf Gemüse-, Speisekartoffel-, Beerenobst- oder Heilkräuterkulturen;
3. auf hängige Böden mit Abschwemmungsgefahr ab 10 % Neigung zum Gewässer;
4. auf Flächen ohne Nährstoffentzug;
5. in Nationalparks, Naturschutzgebieten, Naturdenkmälern mit Flächenbezug, auf Mooren und auf Trockenrasen bzw. auf Teilflächen der aufgezählten Flächen, sofern landwirtschaftliche Düngemaßnahmen naturschutzrechtlich verboten sind.

(3) Die Aufbringung von Senkgrubeninhalten auf Almböden oder auf verkarsteten Böden bedarf einer Bewilligung. Die Bewilligung ist befristet auf maximal 5 Jahre allenfalls unter Vorschreibung von Bedingungen und Auflagen zu erteilen, wenn

1. *die Senkgrubeninhalte auf Almen und verkarsteten Böden anfallen,*
 2. *eine nachhaltige Beeinträchtigung der Bodengesundheit nicht zu erwarten ist und*
 3. *die Verfrachtung der Senkgrubeninhalte nur mit hohem technischen Aufwand möglich wäre.*
- (4) *Die Aufbringung von Senkgrubeninhalten von Dritten ist nur zulässig, wenn Aufzeichnungen über die Gesamtmenge der aufgebrachten Senkgrubeninhalte sowie über die Aufbringungsfläche geführt werden. Diese Aufzeichnungen sind 5 Jahre aufzubewahren. Der Behörde ist Einsicht in die Aufzeichnung zu gewähren; über Aufforderung sind ihr Auskünfte zu erteilen und Unterlagen zu übermitteln.*
- (5) *Die Aufbringung von Senkgrubeninhalten von mehr als 50 m³ pro Hektar und Jahr bedarf einer Bewilligung. Die Bewilligung ist befristet auf maximal 5 Jahre allenfalls unter Vorschreibung von Bedingungen und Auflagen zu erteilen, wenn*
1. *ein für die Einhaltung der Bestimmungen dieses Gesetzes Verantwortlicher namhaft gemacht wird,*
 2. *ein Aufbringungskonzept vorgelegt wird, das Aussagen darüber enthält, auf welche Flächen aufgebracht werden soll,*
 3. *geeignete Einrichtungen für Zwischenlager oder mindestens fünfjährige Verträge mit Übernahmestellen nachgewiesen werden,*
 4. *geeignete sonstige technische Einrichtungen, die für die Aufbringung verwendet werden, vorhanden sind,*
 5. *ein Aufbringungsnachweis geführt wird und*
 6. *höchstens 100 m³ Senkgrubeninhalte pro Hektar und Jahr aufgebracht werden.*
- (6) *Der Aufbringungsnachweis nach Abs. 5 Z.5 hat folgende Angaben zu enthalten:*
1. *die Menge und Herkunft der aufgebrachten Senkgrubeninhalte (Name und Anschrift des Eigentümers sowie Standort der Senkgrube);*
 2. *die Bezeichnung der Aufbringungsfläche und die darauf zu einem bestimmten Zeitpunkt aufgebrachte Menge von fremden und die innerhalb eines Jahres aufgebrachte Gesamtmenge eigener und fremder Senkgrubeninhalte.*
- (7) *Die Aufbringungsnachweise sind 5 Jahre aufzubewahren. Der Behörde ist Einsicht in die Aufbringungsnachweise zu gewähren; über Aufforderung sind ihr Auskünfte zu erteilen und Unterlagen zu übermitteln.*
- (8) *Die Vorschreibung von Auflagen und Bedingungen im Bewilligungsbescheid ist zulässig, soweit dies zur Wahrung öffentlicher Interessen, insbesondere zur Vermeidung unzumutbarer Belästigungen der Nachbarschaft oder zur Wahrung der Zielsetzung dieses Gesetzes erforderlich ist. Ergibt sich nach Erteilung der Bewilligung, daß trotz Einhaltung der im Bewilligungsbescheid vorgeschriebenen Auflagen und Bedingungen öffentliche Interessen gefährdet sind, kann die Behörde andere oder zusätzliche Auflagen und Bedingungen vorschreiben, soweit dies zur Beseitigung der Gefährdung erforderlich ist.*
- (9) *Die Behörde hat eine Ausfertigung des Bewilligungsbescheides den betroffenen Gemeinden zuzustellen.*
- (10) *Bei landwirtschaftlichen Liegenschaften mit Güllewirtschaft ist die Sammlung und Aufbringung von Senkgrubeninhalten mit Gülle, Jauche und sonstigen Schmutzwässern aus Stallungen, Düngerstätten und Silos für Nasssilage und andere Schmutzwässer, die nicht in eine öffentliche Kanalanlage eingebracht werden dürfen, bei Einhaltung der in Abs. 1 bis 8 genannten Voraussetzungen zulässig.*

Zusätzlich finden sich nunmehr im NÖ Bodenschutzgesetz Regelungen, die sich grundsätzlich auf die Aufbringung von Abfall und sonstigen Materialien beziehen. Damit sind, zumindest für den Einzelfall, Genehmigungen zur Verwertung von Urin und

Braunwasserrückstandskomposten auf landwirtschaftlichen Böden vorstellbar.

§13:

- (1) Die Auf- oder Einbringung von Abfall auf den Boden darf nur zum Zwecke der Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit oder Bodengesundheit erfolgen und ist nur zulässig wenn
 1. der regional standortstypische Bodenaufbau (Abfolge und Eigenschaft der Bodenhorizonte) erhalten bleibt bzw. wiederhergestellt wird und dafür
 2. ausschließlich Abfälle verwendet werden, die keine Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit, der Bodengesundheit und - im Hinblick auf die Bodenfunktionen - des qualitativen und quantitativen Bodenwasserhaushaltes erwarten lassen.
- (2) Die Auf- oder Einbringung von sonstigen Materialien auf den Boden ist nur zulässig, wenn
 1. der regional standortstypische Bodenaufbau (Abfolge und Eigenschaft der Bodenhorizonte) erhalten bleibt bzw. wiederhergestellt wird und dafür
 2. ausschließlich Materialien verwendet werden, die keine Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit, der Bodengesundheit und - im Hinblick auf die Bodenfunktionen - des qualitativen und quantitativen Bodenwasserhaushaltes erwarten lassen,
- (3) Absatz 2 gilt nicht für Maßnahmen, die
 1. zur Abwehr einer unmittelbar drohenden Gefahr für das Leben oder die Gesundheit von Menschen erforderlich sind;
 2. nach anderen Rechtsvorschriften behördlich angeordnet wurden oder
 3. vom Bundesheer im Rahmen oder zur Vorbereitung eines Einsatzes gesetzt werden.
- (4) Der Liegenschaftseigentümer hat Maßnahmen gemäß Abs. 1 und 2 bei der Behörde spätestens drei Monate vor deren Beginn anzuzeigen, wenn sie eine zusammenhängende Fläche von mehr als 1.000 m² betreffen. Der Anzeige sind Unterlagen anzuschließen, aus denen der Zweck, die Art und der Umfang des Vorhabens und Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei der Umsetzung hervorgehen.
- (5) Absatz 4 gilt nicht für
 1. Maßnahmen im Zuge der guten landwirtschaftlichen Praxis, wie die Düngung mit Materialien aus der land- und forstwirtschaftlichen Urproduktion (Wirtschaftsdünger, Biogasgülle) oder mit Mineraldünger und
 2. Pflanzenschutzmittelgaben.
- (6) Die Behörde hat das angezeigte Vorhaben auf seine Übereinstimmung mit Abs. 1 und 2 zu prüfen.
- (7) Mit der Durchführung von Maßnahmen gem. Abs. 4 darf begonnen werden,
 - o wenn die Behörde das Vorhaben nicht binnen drei Monaten mit Bescheid untersagt oder
 - o wenn die Behörde dem Vorhaben allenfalls unter Vorschreibung von Auflagen oder Bedingungen zustimmt.

7.1.2.2 NÖ Klärschlammverordnung

Titel: „Niederösterreichische Klärschlammverordnung“, 6160/2-5 vom 08.03.2005

Diese Verordnung setzt die Grenzwerte für Schadstoffgehalte in Klärschlamm und Boden fest. Weiters wird die Art der Bodenprobenahme und Ausstellung von Untersuchungszeugnissen geregelt.

Die in dieser Verordnung festgelegten Grenzkonzentration und -frachten sind jedenfalls auch bei der Verwertung von Abwasserteilfraktionen einzuhalten.

7.1.2.3 Steiermark

7.1.2.3.1 Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz

Titel: „Gesetz vom 2. Juni 1987 zum Schutz landwirtschaftlicher Böden“ (Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz, LGBl. 66/1987, i.d.F. LGBl. 58/2000)

Das Gesetz regelt neben den Grundsätzen der Düngung die Aufbringung von Klärschlamm und Müllkompost. Im Zusammenhang mit der Verwertung von Braunwasserrückständen könnten folgende Regelungen von Interesse sein:

§ 7 Begriffsbestimmungen

- Abs. (1):** Klärschlamm ist der bei der Behandlung von Abwasser in Abwasserreinigungsanlagen anfallende Schlamm.
- Abs. (2):** Für Klärschlämme aus Abwasserreinigungsanlagen, in die ausschließlich häusliche Abwässer von nicht mehr als 30 Einwohnern eingeleitet werden, ist nur § 11 Abs. 4 anzuwenden.
- Abs. (3):** Müllkompost ist der in Kompostierungsanlagen aus Hausmüll, allenfalls unter Beimengung von Klärschlamm gewonnene Kompost.

§ 8 Voraussetzungen für die Klärschlammaufbringung

- Abs. (1):** Die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Böden ist nur auf Grund und nach Maßgabe eines Zeugnisses nach Abs. 4 zulässig.
- Abs. (2):** Vor der erstmaligen Aufbringung von Klärschlamm hat der Eigentümer oder Nutzungsberechtigte eine Bodenprobe unter Angabe der Katastralgemeinde, der Grundstücksnummer, der ortsüblichen Flurbezeichnung, des Flächenausmaßes, der Hangneigung, der Bodenart, der Nutzungsart und der Verwendung von Düngemitteln durch eine von der Steiermärkischen Landesregierung anerkannte Untersuchungsanstalt oder einen zu Bodenuntersuchungen befugten Ziviltechniker auf die Untersuchungsparameter gemäß § 12 untersuchen zu lassen. Vor jeder weiteren Aufbringung von Klärschlamm hat der Eigentümer oder Nutzungsberechtigte eine weitere Untersuchung zu veranlassen, sofern die letzte Untersuchung mehr als vier Jahre zurückliegt.
- Abs. (3):** Vor der Abgabe von Klärschlamm zum Zweck der Aufbringung auf landwirtschaftlichen Böden hat der Betreiber der Abwasserreinigungsanlage den Klärschlamm im Aufbringungszustand durch eine von der Steiermärkischen Landesregierung anerkannte Untersuchungsanstalt oder einen zu Klärschlammuntersuchungen befugten Ziviltechniker auf die Untersuchungsparameter gemäß § 12 untersuchen zu lassen. Die Untersuchungszeiträume sind unter Bedachtnahme auf die Größe und Art der Abwasserreinigungsanlage durch Verordnung festzulegen.
- Abs. (4):** Auf Grund der Untersuchungen des Bodens und des Klärschlammes hat die von der Steiermärkischen Landesregierung anerkannte Untersuchungsanstalt oder der zu Bodenuntersuchungen befugte Ziviltechniker dem Eigentümer oder Nutzungsberechtigten sowie dem Betreiber der Abwasserreinigungsanlage ein Zeugnis auszustellen und eine Ausfertigung der Behörde zu übermitteln. Das Zeugnis hat unter Berücksichtigung der Angaben gemäß Abs. 2 und der gemäß § 12 erlassenen Verordnung, die Dauer der

Gültigkeit, die zulässige Menge an Klärschlamm für das untersuchte Grundstück pro Jahr sowie den Schadstoffgehalt des Klärschlammes zu enthalten.

Abs. (5):

§ 11 Aufbringung

Abs. (1): *Jährlich darf höchstens eine Klärschlammmenge von 1,25 Tonnen Trockensubstanz je Hektar Grünland und 2,5 Tonnen Trockensubstanz je Hektar Ackerland aufgebracht werden. Diese Trockensubstanzmenge kann auf das zweifache erhöht werden, wenn im vorangegangenen Jahr eine Klärschlammaufbringung unterblieben ist.*

Abs. (2): *Die Aufbringung von Klärschlamm ist verboten, wenn ein Zeugnis gemäß § 8 Abs. 4 nicht ausgestellt oder dem Eigentümer oder Nutzungsberechtigten landwirtschaftlicher Böden, auf denen Klärschlamm aufgebracht werden soll, nicht übergeben wurde.*

Abs. (3): *Klärschlamm darf nicht in Güllegruben gelagert werden.*

Abs. (4): *Die Aufbringung von Klärschlamm ist außerdem verboten:*

- a) *auf Gemüse und Beerenobstkulturen;*
- b) *auf Wiesen und Weiden, ausgenommen im Herbst nach der letzten Nutzung;*
- c) *auf wassergesättigten oder durchgefrorenen landwirtschaftlichen Böden;*
- d) *auf landwirtschaftlichen Böden in Hanglagen mit Abschwemmungsgefahr;*
- e) *im Feldfutterbau, ausgenommen im Herbst nach der letzten Nutzung;*
- f) *in Naturschutzgebieten;*
- g) *in verkarsteten Gebieten und auf Mooren.*

Gemäß §7, Abs. 2 kann Klärschlamm aus Kleinkläranlagen (<30 EW) bewilligungsfrei ausgebracht werden. Als Obergrenze für die Aufbringung ist jedenfalls die Höchstmenge an Stickstoff gemäß Aktionsprogramm Nitratrictlinie einzuhalten. Maximal sind dies 170 kg Reinstickstoff je Hektar aus organischen Düngern.

Unter Anwendung dieser Regelung könnte der Anfall an Gelb und Braunwasserrückstand von ca. 40 EW pro Jahr auf einem Hektar verwertet werden.

7.1.2.3.2 Klärschlammverordnung

Titel: „Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung vom 14. Dezember 1987 über die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Böden“

(Klärschlammverordnung, LGBl. Nr. 89/1987, i.d.F. LGBl. Nr. 73/2003)

Die Beschaffenheiten des Klärschlammes und des Bodens, die für die landwirtschaftliche Verwertung vorgesehen sind werden definiert und sind mittels Untersuchungszeugnis nachzuweisen.

Für die Verwertung von Abwasserteilströmen wird ähnlich wie bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung die Eignung des Bodens in Anlehnung an diese Verordnung nachzuweisen sein.

7.1.2.3.3 Gülleverordnung

Titel: „Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung vom 14. Dezember 1987 über das Aufbringen von Gülle“

(Gülleverordnung, LGBl. Nr. 88/1987, i.d.F. LGBl. Nr. 89/1991)

Diese Verordnung gilt gemäß §1 für bestimmte Katastralgemeinden in der quartären Talflur der Mur von Graz bis Radkersburg. Die Festlegung von Stickstoffhöchstmengen und zeitliche Ausbringungsbeschränkungen, die hier geregelt werden, wären nur für bereits ähnlich stark belastete Gebiete anzuwenden. Das Projektgebiet Weißenbach/Enns ist nicht betroffen. Qualitative Merkmale (Medikamentenrückstände, Hormonrückstände u.ä.) werden in dieser Verordnung nicht behandelt.

Im Zuge einer sinngemäßen Anwendung rechtlicher Rahmenbedingungen für abwasserähnliche Substanzen ist jedoch die Definition von Gülle in §2 dieser Verordnung

interessant:

§2 Gülle

Abs. (1): Gülle im Sinne dieser Verordnung sind Gemische aus Kot und Harnausscheidungen von Rindern, Schweinen oder Geflügel, auch vermischt mit Wasser, sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte.

Abs. (2): Gülle im Sinne dieser Verordnung sind auch die Harnausscheidungen von Rindern oder Schweinen, auch vermischt mit Wasser, sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte (Harngülle).

Abs. (3): Geringfügige Anteile von Einstreu oder Futterresten gelten als unerheblich.

In Anlehnung an §2, Abs. 2 dieser Verordnung wäre Urin aufgrund seiner Zusammensetzung als Harngülle einzustufen. Gemeinsam mit dem Braunwasserrückstand ergibt sich am ehesten der Vergleich mit Gülle gemäß §2, Abs. 1 dieser Verordnung.

7.1.2.4 Burgenland

7.1.2.4.1 Bodenschutzgesetz (LGBl. 87/1990, LGBl. 75/2000)

Das Ausbringen von Räumgut aus Senkgruben und mechanischen Hauskläranlagen auf landwirtschaftliche Flächen ist verboten. Ausgenommen bei einer Entsorgung über eigene Gülle- oder Jauchegrube im eigenen landwirtschaftlichen Betrieb und wenn Kanalanschluß nicht möglich ist (§7(5)).

Komposte dürfen auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden, wenn Böden geeignet sind, Grenzwerte eingehalten werden, und Inhaltstoffe für die Aufbringung geeignet sind. Auf Wiesen und Weiden darf nur > 4 Wochen vor Nutzung und nur nach seuchenhygienischem Zeugnis ausgebracht werden. Die Eignung der Flächen ist jedenfalls nachzuweisen (Gutachten).

3.1.2.4.2 Klärschlamm- und Kompostverordnung (LGBl. 82/1991)

Klärschlamm- und Müllkomposte sind auf Grund ihrer Schadstoffgehalte in 2 Klassen einzuteilen. Die jährlich zulässigen Schadstoff- und Stickstofffrachten sind begrenzt.

7.1.2.5 Kärnten

7.1.2.5.1 Abfallwirtschaftsordnung (LGBl. 1994/34 i.d.F. 1994)

Geltungsbereich umfaßt auch Senkgrubenräumgut und Fäkalschlämme. Als Klärschlamm gelten die Rückstände aus der Reinigung oder Behandlung von Abwässern. **Das sind kompostierte Fäkalien strenggenommen auch.** Nicht vermeidbare Abfälle sind durch Behandlung zu verwerten (§4 (b)). **Auch kompostierte biogene Abfallstoffe aus < 10 Haushalten fallen nicht unter die Regelungen der Kärntner AWO.**

Für Klärschlamm aus Abwasserreinigungsanlagen bis 50 EGW₆₀ ist das Ausbringen grundsätzlich auch ohne die sonst vorgeschriebenen Untersuchungen erlaubt (§33 (3)). Bei mehr als 50 EGW darf Klärschlamm der die Grenzwerte der Kompostverordnung einhält auf **geeignete** landwirtschaftliche Böden aufgebracht werden. Böden sind vor der ersten Aufbringung und in regelmäßigen Zeitabständen zu untersuchen (auch bei Bioabfall- und Grünschnittkomposten von mehr als 10 Haushalten).

Ausgenommen sind jedoch:

- Gemüse- Heilkräuter und Beerenkulturen
- verkarstete Gebiete

- wassergesättigte gefrorene oder schneebedeckte Böden (jedenfalls von 1.12. bis 1.3.)
- Feldfutterkulturen, ausgenommen Zwischenfrucht
- Hanglagen mit Abschwemmungsgefahr in Gewässer
- wo Aufbringungsverbote gemäß Wasserrecht bestehen

7.1.2.6 Salzburg

7.1.2.6.1 *Bodenschutzgesetz (LGBl. 80/2001)*

Nach dem Bodenschutzgesetz dürfen Materialien nur unter Beachtung von §4 (Bodenbelastungen sind auf ein unvermeidbares Maß zu beschränken, ein sparsamer und schonender Umgang mit Boden ist zu beachten) und §6 (Fruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit von Böden sind durch standortgerechte Bewirtschaftung nachhaltig zu sichern) auf Böden verwendet werden.

Nach § 13 ist das Ausbringen von Senkgrubeninhalten aus häuslichem Abwasser nur erlaubt, wenn diese vermischt mit landwirtschaftlichen Abwässern aus dem eigenen Betrieb nach > dreimonatiger Lagerung (Hygienisierung) angewendet werden und § 34 Abs. 3a des Bautechnikgesetzes (LGBl. 75/1976, LGBl. 26/1904) eingehalten wird.

Das Land hat ein Klärschlammregister zu führen (Ausnahme Anlagen < 300 kg BSB₅ je Tag (5.000 EGW?).

3.1.2.6.2 *Klärschlamm-Bodenschutzverordnung (LGBl. 85/2002)*

Das Ausbringen von unbehandeltem Klärschlamm auf Böden ist verboten. Nach § 3 ist das Ausbringen von Senkgrubeninhalten oder unbehandelten Klärschlämmen aus häuslichem Abwasser erlaubt,

- wenn diese vermischt mit landwirtschaftlichen Abwässern aus dem eigenen Betrieb nach mindestens dreimonatiger Lagerung (Hygienisierung) angewendet werden und § 34 Abs. 3a des Bautechnikgesetzes (LGBl. 75/1976, LGBl. 26/1904) eingehalten wird.
- Klärschlämme aus Abwasserreinigungsanlagen für Einzelobjekte in Extremlagen.

Qualitätsklärschlammkomposte dürfen angewendet werden, wenn:

- keine Produktionsflächen für Nahrungsmittel für Mensch und Tier bis 4 Jahre nach dem Ausbringen
- Abgabe des Kompostes unmittelbar vom Hersteller
- Anwendungsmengen nach Kompostverordnung Anlage 4, Teil 2, Pkt. I-2 und II-2
- auf nicht landwirtschaftlichen Böden mindestens Qualitätsklasse B
- im Landschaftsbau nur im dazu erforderlichen Umfang

Verboten ist die Aufbringung von Klärschlammkompost:

- in Naturschutzlebensräumen (Moore, Gletscher, alpines Ödland)
- in geschützten Landesteilen mit ökologischer Schutzfunktion
- auf Kinderspielplätzen
- in Sport und Freizeiteinrichtungen
- in einer freien Landschaft im Bereich von Hecken sowie Busch- und Gehölzgruppen
- auf Mager- und Trockenstandorten
- auf Almen und sonstiges alpines Grünland

Das heißt, die Aufbringung von Klärschlammkomposten ist in Salzburg mit ganz wenigen Nischenanwendungen untersagt. Senkgrubeninhalten dürfen ausgebracht werden, wenn der Anfallort ein landwirtschaftlicher Betrieb ist.

7.1.2.7 Tirol

7.1.2.7.1 *Feldschutzgesetz (LGBl. 58/2000)*

Begriffe:

- Klärschlamm ist Schlamm aus kommunalen Kläranlagen, aus Klärgruben oder aus anderen Abwasserentsorgungsanlagen.
- Behandelte Klärschlamm ist Klärschlamm nach biologischer, chemischer, thermischer, bzw. durch langfristige Lagerung oder ein anderes Verfahren durchgeführten Behandlung, so dass seine Zersetzbarkeit und die mit seiner Verwendung verbundenen hygienischen und sonstigen Nachteile weitgehend verringert wurden.

In §8 ist das Ausbringen von Klärschlamm geregelt. Behandelte Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen darf auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht werden. Das Ausbringen hat so zu erfolgen, dass schädliche Auswirkungen auf Umwelt, Natur und Landwirtschaft (insbesondere auf Boden, Vegetation, Mensch und Tier) verhindert werden.

§9 regelt, dass ein Ausbringen erst nach Analyse des Klärschlammes zulässig ist, ein Klärschlammregister ist vom Klärschlammhersteller zu führen (Ausbringungsgrundstücke). Die Klärschlammverordnung präzisiert die Ausbringung.

3.1.2.7.2 *Klärschlammverordnung (LGBl. 89/2000)*

Die Klärschlammverordnung regelt die Ausbringung von behandeltem Klärschlamm (Feldschutzgesetz §8(4)).

Verboten ist ein Klärschlammaufbringen:

- auf Weiden und Futteranbauflächen im Zeitraum von 2 Monaten vor der ersten Nutzung im Frühjahr bis zur letzten Nutzung im Herbst
- auf Ackerflächen, wenn der Klärschlamm vor der Saat nicht eingearbeitet wird
- auf Ackerflächen mit Anbau von Zwischenfrüchten, die grün verfüttert werden, im Zeitraum von der Ernte der Hauptfrucht bis zur Ernte der Zwischenfrucht
- auf Gemüse- und Obstkulturen, Kartoffel- und Kräuteraanbauflächen
- auf stark durchnässte, schneebedeckte oder gefrorene Böden
- Hanglagen mit Gefahr einer unkontrollierten Verlagerung bzw. einem Eintrag in ein Oberflächengewässer
- wenn mit einer Grundwasserbelastung zu rechnen ist

Bodenuntersuchungen sind erforderlich (vor der ersten und nach jeweils 3 Klärschlammgaben, festgelegte Schwermetallgrenzwerte dürfen nicht überschritten werden, weitere Parameter sind mitzubestimmen). Auch der Klärschlamm ist zu untersuchen (Grenzwerte). Bis 10.000 EW60 ist 1 Untersuchung pro Jahr vorgesehen.

Hygienische Anforderungen sind einzuhalten:

- Salmonellen und pathogene Wurmeier dürfen in 10 g FM nicht nachgewiesen werden
- E. coli und Coliforme müssen bei frischem oder gekalktem Klärschlamm < 10⁴ KBE/g TM sein. Bei nicht gekalktem und > 4 Wochen zwischengelagertem Klärschlamm oder Gemischen müssen < 10⁵ KBE/g TM unterschritten werden.

Pro Hektar und Jahr dürfen maximal 3 Tonnen Trockenmasse ausgebracht werden (Ausnahme Rekultivierung einmal maximal 250 t TM/ha).

7.1.3 Screening der maßgebenden Gesetze und Richtlinien für eine Kompostierung

In Österreich gibt es keine gesetzliche Regelung die speziell die Behandlung von getrennt gesammelten Fäkalien bzw. die Anwendung von aus diesen Fäkalien hergestellten Produkten wie Gärresten bzw. Komposten betreffen. In diesem Abschnitt wird daher versucht, bestehende Gesetze aus anderen Bereichen sinngemäß zu interpretieren.

7.1.3.1 Bundesgesetze

7.1.3.1.1 Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (BGBl. I Nr. 102/2002)

Eine gemeinsame Kompostanlage (oder Anaerobanlage) für Fäkalien einer Gemeinde stellt eine Verwertungsanlage dar. Da Fäkalien als Abfall anzusehen sind, unterliegt die Anlage dem AWG. Werden andere biogene Abfälle (Ausnahme Mist, Jauche, Gülle und organische kompostierbares Material eines landwirtschaftlichen Betriebes) mitbehandelt, unterliegt die Anlage jedenfalls der Genehmigungspflicht nach AWG.

7.1.3.1.2 Kompostverordnung

Titel: „Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen“ (Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001))

Die Kompostverordnung regelt Qualitätsanforderungen für Komposte aus Abfällen, die Art und Herkunft der Ausgangsmaterialien, die Kennzeichnung und das Inverkehrbringen sowie das Ende der Abfalleigenschaft von Komposten aus Abfällen.

Die Verordnung enthält in Anlage 1 Teil 1 und 2 Positivlisten für Ausgangsmaterialien, die zur Herstellung von Kompost als Produkt (Ende Abfalleigenschaft) verwendet werden dürfen. Da in diesen Listen Fäkalien nicht erwähnt sind (enthalten ist nur Klärschlamm, aber auch tierische Ausscheidungen in fester und flüssiger Form), kann der daraus hergestellte Kompost kein Produkt werden.

Das bedeutet für den Betreiber einer Kompostanlage, dass er bei Übernahme von Fäkalien zur Kompostierung nicht nach Kompostverordnung produzieren kann. Eine derartige Anlage wäre als Abfallbeseitigungsanlage einzustufen. Der hergestellte Kompost ist kein Produkt und darf nur als Abfall verwertet (nach entsprechenden Landesgesetzen) werden und wäre daher ALSAG-beitragspflichtig. Es sei denn, der Gesetzgeber würde Fäkalien gleich wie tierische Ausscheidungen betrachten

7.1.3.1.3 Wasserrechtsgesetz (BGBl. 215/1959, BGBl. 90/2000)

Das Wasserrechtsgesetz regelt u.a. Maßnahmen, die Einfluss auf Gewässer haben. Darunter fällt auch das Ausbringen jeder Art von Düngemitteln bzw. Abfällen zum Zwecke der Düngung auf landwirtschaftliche Nutzflächen. Gemäß §55e Abs. 1 Z 10 BGBl. Nr. 215/1959 idF. BGBl. I Nr. 82/2003 wurde das Aktionsprogramm Nitratrichtlinie 2003 abgefasst. Dieses begrenzt die aus organischen Düngern aufgebraachte Reinstickstoffmenge/ha unter auf maximal 170 kg.

7.1.4 Analyse der rechtlichen Rahmenbedingungen des AWG, der EU-Abfallrichtlinie und weiterer Bundes- und Landesgesetze

7.1.4.1 Bundesabfallwirtschaftsgesetz

Titel: „Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft“
(Abfallwirtschaftsgesetz 2002 - AWG 2002, BGBl. I Nr. 102/2002)

Fäkalien oder Abwasserteilströme sind im Abfallwirtschaftsgesetz nicht erwähnt. Es sind aber Grundsätze der Verwertung und Behandlung von Abfällen geregelt.

Die Auftrennung des häuslichen Abwassers in die einzelnen Teilströme bringt eine weitgehende Erfüllung der in §2 Abs. (2) beschriebenen Grundsätze mit sich. So würde eine direkte landwirtschaftliche Verwertung von Gelbwasser das verbleibende Grauwasser nicht mit Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor belasten. Gleiche Effekte bringt die getrennte Kompostierung von Braunwasserrückständen mit sich. Sofern Nährstoffzufuhr aufgrund der gegebenen Situation in der Landwirtschaft aus pflanzenbaulicher Sicht sinnvoll ist (vgl. Kap. 2.4), wird auch die ökologische Zweckmäßigkeit erfüllt. Die Kosten der im Projekt untersuchten nachhaltigen Abwasserentsorgung sind aufgrund der im Vergleich zur konventionellen Abwasserentsorgung eingesparten Kanallängen wesentlich geringer.

Dem gegenüber steht das in §1 Abs. (1) beschriebene Vorsorgeprinzip. Urin gilt nach einer entsprechend langer Lagerung (ca. 6 Monate, vgl. Kap. 4.1) als hygienisch unbedenklich. Fäkalien hingegen bergen ein größeres Risikopotential (vgl. Kap. 4.1) in sich und müssen vor einer Verwertung entsprechend behandelt werden. Die Abschätzung der Gefahr für die menschliche Gesundheit auf Grund alternativer Verwertungswege ist in Kap. 4 dargestellt.

7.1.4.2 Oberösterreich

7.1.4.2.1 Abwasserentsorgungsgesetz

Titel: „Landesgesetz, mit dem die Entsorgung von Abwasser geregelt und die Oö. Bauordnung 1976 aufgehoben wird“
(Oö. Abwasserentsorgungsgesetz 2001, LGBl. Nr. 27/2001)

Die Ziele und Grundsätze sind ähnlich definiert wie im OÖ Bodenschutzgesetz.

§ 1 Ziele und Grundsätze

Abs. (1): *Dieses Landesgesetz hat das Ziel, die Entsorgung von häuslichen und betrieblichen Abwässern sowie von Niederschlagswässern, die auf bebauten Grundstücken anfallen, zu ordnen, die anfallenden Abwassermengen zu verringern und die Umwelt möglichst von Schadstoffen freizuhalten.*

Abs. (2): *Der Anfall von häuslichen und betrieblichen Abwässern ist weitgehend zu vermeiden. Nicht oder nur gering verunreinigte Niederschlagswässer sind möglichst direkt in den natürlichen Kreislauf rückzuführen. Nicht erforderliche Bodenversiegelungen haben zu unterbleiben.*

Abs. (3): *Die Entsorgung der häuslichen und betrieblichen Abwässer hat in einer den Anforderungen des Umweltschutzes, der Gesundheit und der Hygiene entsprechenden Weise zu erfolgen.*

Abs.(5): *Zonen für Senkgruben (§ 8 Abs. 1 Z. 4) dürfen nur außerhalb von geschlossenen Siedlungsgebieten vorgesehen werden, sofern die Entsorgung der in diesen Zonen anfallenden häuslichen Abwässer durch Abfuhr in eine Übernahmestelle oder durch Ausbringung auf bewirtschaftete landwirtschaftliche Kulturflächen gesichert ist.*

Inwieweit eine direkte landwirtschaftliche Verwertung von Gelbwasser bzw. die

Kompostierung oder Verwertung von Fäkalien in einer Biogasanlage im Sinne des Schutzes der Gesundheit bzw. den Anforderungen der Hygiene entspricht wird im Zuge dieses Projektes erarbeitet.

§ 8 Inhalt (des Abwasserentsorgungsgesetzes)

Abs. (1): ...

Abs. (2): ...

Abs. (3): *Das Abwasserentsorgungskonzept von Gemeinden mit erhöhtem oder überhöhtem Ausbringungsbedarf hat auch Ausführungen darüber zu enthalten, durch welche Maßnahmen die häuslichen Abwässer, die auf bewirtschaftete landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht werden sollen, verringert werden (Aktionsplan). Dieser Aktionsplan hat jedenfalls vorzusehen, dass Abwässer aus geschlossenen Siedlungsgebieten gemäß § 1 Abs. 4 Z. 3 innerhalb von zehn Jahren ab Erstellung des Abwasserentsorgungskonzepts durch eine Abwasserentsorgungsanlage entsorgt werden können.*

Abs. (4): ...

§ 13 Ausnahmen von der Anschlusspflicht

Abs. (1): *Die Behörde hat land- und forstwirtschaftliche Objekte oder Objektteile über Antrag des Eigentümers mit Bescheid von der Anschlusspflicht auszunehmen, wenn*
1. es sich nicht um Objekte oder Objektteile handelt, die gemäß § 30 Abs. 6 und 8 des Oö. Raumordnungsgesetzes 1994 verwendet werden, und
2. nachgewiesen wird, dass die anfallenden Abwässer auf selbstbewirtschaftete geeignete Ausbringungsflächen nach Maßgabe der Bestimmungen des Oö. Bodenschutzgesetzes 1991 und sonstiger Rechtsvorschriften zu Düngezwecken ausgebracht werden können.

Abs. (2): ...

Gemäß §8, Abs. 3 müssen Gemeinden mit erhöhtem oder überhöhtem Ausbringungsbedarf in einem Aktionsplan darstellen, wie Abwasser, das auf landwirtschaftliche Flächen auszubringen ist, mengenmäßig reduziert werden kann. Eine Auftrennung der Abwasserteilströme und eine getrennte Behandlung bzw. direkte Verwertung reduziert die aufzubringende Abwassermenge von 25-100 m³ je EW und Jahr auf ca. 0,5 m³ je EW und Jahr.

7.1.4.3 Niederösterreich

7.1.4.3.1 Kanalgesetz

Titel: „NÖ Kanalgesetz 1977“ LGBl. Nr. 8230-6

§ 7 Abs. (1): *In Gemeinden, für deren Gebiet oder Teile desselben (Abfuhrbereich) eine öffentliche Fäkalienabfuhr eingerichtet wird, sind die näheren Bestimmungen über die Durchführung der Fäkalienabfuhr und die Fäkalienabfuhrgebühren in der Fäkalienabfuhrordnung vom Gemeinderat festzusetzen. Diese hat insbesondere zu enthalten:*

a) den Abfuhrbereich,

b) eine Regelung der Entleerungstermine, wobei mindestens pro Jahr ein Entleerungstermin vorzusehen ist,

c) den Fäkalienabfuhrgebührentarif,

d) die Zahlungstermine für die Fäkalienabfuhrgebühren, sofern eine andere als die in diesem Gesetz subsidiär vorgesehene Regelung festgelegt wird (§ 12 Abs. 2), e) die näheren Bestimmungen über die Erhebung der für die zur Abgabenbemessung maßgeblichen Umstände.

Abs. (2): *Eigentümer von Liegenschaften im Abfuhrbereich, die zur Sammlung der Abwässer Senkgruben verwenden, haben sich der von der Gemeinde eingerichteten Fäkalienabfuhr zu bedienen. Diese Verpflichtung ist den Liegenschaftseigentümern mit Bescheid bekanntzugeben.*

Abs. (3): *Eigentümer landwirtschaftlicher Betriebe sind von der Verpflichtung zur Teilnahme an der öffentlichen Fäkalienabfuhr kraft Gesetzes ausgenommen. Andere Anschlusspflichtige*

können über Ansuchen vom Bürgermeister (Magistrat) dann ausgenommen werden, wenn die Fäkalien zur Düngung eines beim Haus befindlichen eigenen oder fremden Grundstückes genügender Größe verwendet werden können und sanitäre oder nachbarliche Rücksichten nicht entgegenstehen, und ferner nach einer gutachtlichen Äußerung der Wasserrechtsbehörde eine Verunreinigung des Grundwassers oder sonstiger Gewässer nicht zu erwarten ist. Die Ausnahmegewilligung ist vom Bürgermeister (Magistrat) zu widerrufen, wenn die erforderlichen Voraussetzungen fälschlicherweise als gegeben erachtet wurden oder diese nachträglich wegfallen.

Abs. (4): Eine Ausnahmegewilligung und ein Widerruf wird mit dem Monatsletzten rechtswirksam, der der Rechtskraft der Entscheidung zunächst folgt.

Wie groß die unter §7 Abs. 3 angeführte Fläche sein muss, ist nicht in diesem Gesetz geregelt. In Bezug auf die maximal auszubringende Stickstoffmenge ist das Aktionsprogramm Nitratrichtlinie 2003, das auf Grund des §55e, Abs. 1 Z 10 BGBl. Nr. 215/1959 idF: BGBl. I Nr. 82/2003 als Verordnung erlassen wurde, zu berücksichtigen. Hier wird eine Stickstoffmenge von 170 kg N/ha aus organischen Düngern als Obergrenze festgesetzt. Eine gutachtliche Äußerung der Wasserrechtsbehörde zum Zweck der Ausbringung von Senkgrubeninhalten bzw. Fäkalien wurde in Niederösterreich bis dato noch nicht angefordert.

7.1.4.3.2 NÖ Bauordnung

- § 62 Wasserver- und –entsorgung

Auf Liegenschaften anfallende Schmutzwässer sind bei bestehender Anschlussmöglichkeit grundsätzlich in den öffentlichen Kanal abzuleiten. Keine Anschlussverpflichtung besteht für Liegenschaften, die ihre Abwässer in Kläranlagen ableiten, die vor dem „Grundsatzbeschluss“ der Gemeinde, die Schmutzwässer über eine öffentliche Kanalanlage zu entsorgen, bewilligt wurde. Weiters muss eine solche Kläranlage dem Stand der Technik entsprechen und ihre Reinigungsleistung muss der, der öffentlichen Kläranlage gleichwertig sein. Zudem darf eine Ausnahme vom Anschlusszwang die Wirtschaftlichkeit der öffentlichen Anlage nicht gefährden.

Schmutzwässer, deren Ableitung in einen öffentlichen Kanal nicht möglich ist, sind entweder in Senkgruben zu sammeln oder über bewilligungspflichtige Kläranlagen zu entsorgen. Ist die Aufbringung häuslicher Abwässer gemeinsam mit landwirtschaftlichen Schmutzwässern auf landwirtschaftliche Flächen zulässig, so können jene in Sammelgruben für landwirtschaftliche Schmutzwässer geleitet werden.

Niederschlagswässer dürfen versickert werden, wenn dabei weder die Tragfähigkeit des Untergrundes noch die Trockenheit von Bauwerken beeinträchtigt werden.

Der in diesem Paragraphen festgeschriebene Anschlusszwang ist nach einem Erkenntnis des Verfassungsgerichtshofes dann nicht verfassungskonform, wenn mit einer kleinen, biologischen Kläranlage die gleiche Reinigungsleistung erzielt wird. Die Abteilung für Bau- und Raumordnungsrecht in der Niederösterreichischen Landesregierung hat für Mai 2003 eine verfassungskonforme Regelung des §62 angekündigt. (Die Presse, 26. Juli 2002)

7.1.4.4 Steiermark

7.1.4.4.1 Kanalgesetz 1988

Titel: „Gesetz vom 17. Mai 1988 über die Ableitung von Wässern im bebauten Gebiet für das

Land Steiermark“

(Kanalgesetz 1988, LGBl. Nr. 79/1988, i.d.F. LGBl. Nr. 82/1998)

§ 1 Abs. (1): Die im Bauland (§ 23 des Steiermärkischen Raumordnungsgesetzes 1974, LGBl. Nr. 127, in der geltenden Fassung) oder auf sonstigen bebauten Grundstücken anfallenden Schmutz- und Regenwässer sind nach den Bestimmungen dieses Gesetzes in einer nach den Erfahrungen der technischen Wissenschaften, den Erfordernissen des Umweltschutzes und der Hygiene entsprechenden Weise vom Grundstückseigentümer abzuleiten oder zu entsorgen.

Abs. (2): Schmutzwässer im Sinne dieses Gesetzes sind Hausabwässer sowie gewerbliche, industrielle und landwirtschaftliche Produktionsabwässer (Betriebswässer).

Abs. (3): Stallabwässer (Jauche und Gülle) sind in Sammelgruben entsprechend § 65 des Steiermärkischen Baugesetzes einzuleiten.

Abs. (4): Den Regenwässern werden Quellabflüsse, Drainagewässer und reine Kühlwasser gleichgehalten.

Eine direkte landwirtschaftliche Verwertung von Sammelgrubeninhalten mit Hausabwässern gemäß §1, Abs. 2 wird in der Steiermark nicht durchgeführt und ist auch in keinem Landesgesetz geregelt (telefonische Auskunft von DI Wiedner, Landesregierung Steiermark, Abt. Wasserwirtschaft). Landwirte dürfen derartigen Sammelgrubeninhalt aufgrund von Medikamentenrückständen nicht auf ihre Felder verbringen (telefonische Auskunft von Dr. Heinz Schwarzbeck, Landesregierung Steiermark, Baurecht und Legistik).

7.1.5 EU Regelungen

7.1.5.1 Klärschlammrichtlinie (RL 86/278/EWG)

In der „Richtlinie über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft“ wird die Nutzwirkung von Klärschlamm betont. Vor einer Verwendung müssen diese Schlämme jedoch behandelt werden.

Für **Schlämme aus kleinen Anlagen**, die im Wesentlichen nur Brauchwasser aus Haushaltungen behandeln, gibt es reduzierte Verpflichtungen (betreffend Information und Analysen), **weil diese nur ein geringes Risiko darstellen. Dies sollte sinngemäß auch für Fäkalien aus Wohnhäusern gelten.**

Artikel 6 erlaubt auch Ausnahmegenehmigungen für unbehandelte Schlämme, wenn diese in den Boden eingespült oder eingegraben werden.

Artikel 7 erlaubt die Verwendung behandelter Schlämme auf Weiden und Futteranbauflächen nur mit von den Staaten festzulegenden Fristen (mindestens 3 Wochen) bis zur nächsten Nutzung. In Obst- und Gemüsekulturen (Ausnahme Obstbaumkulturen) ist die Verwendung untersagt, da diese Produkte in rohem Zustand verzehrt werden. Ebenso untersagt ist die Verwendung von behandeltem Klärschlamm 10 Monate bevor die Flächen für Obst- und Gemüsekulturen verwendet werden.

7.1.5.2 Verordnung über den ökologischen Landbau (2092/91/EWG)

Hier sind Schwermetallgrenzwerte für Komposte aus getrennt gesammelten organischen Haushaltsabfällen geregelt.

7.1.5.3 Umweltzeichen für Bodenverbesserungsmittel und Kultursubstrate (Kom. Beschluß 2001/688/EG)

Dieses Umweltzeichen umfasst Schwermetallgrenzwerte und Aufbringungsbeschränkungen für die Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie seuchenhygienische Anforderungen.

7.1.5.4 Verordnung des Europäischen Parlamentes und des Rates mit Hygienevorschriften für nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte (EG Nr. 1774/2002).

Die gegenständliche Verordnung kommt aus dem Veterinärbereich und ist eine Reaktion auf BSE, Maul- und Klauenseuche sowie Schweinepest. Sie hat massive Auswirkungen auf die österreichische Situation der getrennten Erfassung und Kompostierung biogener Abfälle, jedoch - da sie ausschließlich tierische Abfälle regelt - keine direkten Auswirkungen auf die Abwasser- bzw. Klärschlammbehandlung.

Ab 1.5.2004 ist das Verfüttern von Abfällen, die tierische Nebenprodukte enthalten verboten. Deutschland hat eine Ausnahmeregelung bis 1.5.2007, weil dort von den landwirtschaftlichen Betrieben örtlich getrennte Abkochanlagen existieren. Diese Ausnahmeregelung müsste auch für Österreich gelten, wenn das Abkochen nicht mehr im landwirtschaftliche Betrieb stattfindet. Es ist allerdings fraglich ob es Sinn macht, für 3 Jahre eigene Abkochanlagen zu errichten.

Problematisch ist, dass bisher noch keine endgültige deutsche Fassung der Durchführungsbestimmungen vorliegt. Viele Begriffe gelten daher als nur vorläufig interpretiert. Im folgenden wird die derzeitige (April 2003) österreichische Auslegung dargestellt.

Auswirkungen treten für unser Projekt nur auf, wenn Abwasser bzw. Fäkalien gemeinsam mit tierischen Ausscheidungen (Gülle, Jauche, Stallmist) oder Abfällen tierischer Produkte (Fleischreste, Eierschalen, Milchprodukten) behandelt werden.

Die Verordnung unterscheidet 3 Kategorien von Materialien. Material der Kategorie 1 (Material mit dem höchsten Gefahrenpotential) darf nicht biologisch behandelt werden.

Kategorie 2 stammt zwar nachweislich nicht aus Risikobereichen (BSE) könnten aber sonst wie kontaminiert (Krankheiten, Arzneimittel) sein oder Mängel (aus der Herstellung) aufweisen. Auch Abwässer aus Schlachthöfen zählen dazu. Interessant ist, dass auch Wirtschaftsdünger unter Kategorie 2 fällt; für dessen Behandlung sind aber weitreichende Erleichterungen vorgesehen. Kategorie 2 Material – mit Ausnahme von Wirtschaftsdünger – muss vor einer aeroben oder anaeroben Behandlung pasteurisiert werden (20 Minuten bei 3 bar und 133 °C).

Kategorie 3 Material sind tierische Nebenprodukte, die grundsätzlich für den menschlichen Verzehr geeignet waren bzw. aus Verarbeitungsprozessen (ohne Anzeichen von übertragbaren Krankheiten). Darunter fallen auch getrennt gesammelte biogene Abfälle, Speisereste udgl..

Der Begriff Catering Waste (Küchen- und Speiseabfälle fallen unter Kategorie 3) inkludiert in der Letztfassung auch gebrauchtes Speiseöl (used cooking oil). Catering Waste darf gemeinsam mit Wirtschaftsdünger (zumindest bis Ende 2004, dann beurteilt der wissenschaftliche Ausschuss dies nochmals) behandelt werden. Nach Artikel 6(2)(g) und Artikel 7(1) sind diese von den speziellen Anforderungen an Abholung/Sammlung, Beförderung und Lagerung als auch von den Anforderungen für Biogas bzw. Kompostanlagen ausgenommen.

Die Behandlung von Küchen und Speiseabfällen sowie Wirtschaftsdünger darf aerob (Kompostierung) und anaerob nach nationalen Regelungen erfolgen, wenn diese Regelungen eine effiziente Reduktion von Keimen garantieren (die unmöglich zu erfüllende Forderung < 300 KBE Enterobacteriaceae wurde zumindest bis Ende 2004 ausgesetzt).

Neben den in der Hygieneverordnung beschriebenen Verfahren zur Kompostierung (geschlossene Anlage, Zerkleinerung < 12 mm, Erhitzung 70 °C über 1 Stunde) sind auch andere Verfahren (nach nationaler Regelung) zulässig, wenn diese „ungezieferfrei“ abläuft und ein Zeit/Temperatur-Monitoring erfolgt. Für andere Kategorie 3 Materialien gelten Übergangsbestimmungen bis Ende 2004, nationale Regelungen können nur für vor dem 1.11.2002 genehmigte Anlage angewendet werden, die Hygienebestimmungen Anhang VI Kap. II(B) sind einzuhalten..

Vor der Vergärung von Material der Kategorie 3 (ausgenommen Catering Waste) muss ein Pasteurisieren erfolgen, es darf jedoch auch örtlich getrennt von der Vergärungsanlage stattfinden. Catering Waste muss nicht pasteurisiert werden. Beide Behandlungsarten dürfen auch auf Landwirtschaftsbetrieben stattfinden. Es muss allerdings eine räumliche Trennung von Tieren, Einstreu und Futter gewährleistet sein (z.B. durch einen Zaun). Diese Bestimmungen sind unbefristet (natürlich ist eine Änderung wie bei allen andere Gesetzen jederzeit möglich).

Für die Anwendung von Komposten bzw. Gärrückständen gibt es mit der Ausnahme Weideland keine Einschränkungen. Tierische Ausscheidungen (Ausnahme Gülle) bzw. Komposte aus tierischen Produkten dürfen auf Weideland nur nach einer mindestens 3-wöchigen Sperrfrist ausgebracht werden. Das heißt zwischen Ausbringen und Weidegang müssen mindestens 3 Wochen vergehen. Diese Frist gilt vorläufig bis Ende 2003. Das wissenschaftliche Komitee wird bis dahin prüfen ob diese Wartefrist ausreichend ist. Noch nicht endgültig geklärt ist der Begriff Weideland (pastureland). Im Entwurf wurde pastureland mit „*land...grazed by farmed animals*“ näher erläutert. Zurzeit wird jedoch diskutiert, ob damit nicht auch Land zur Futtermittelproduktion gemeint ist. Dies würde bedeuten, dass auch 3 Wochen vor der Ernte von Futtermitteln kein Ausbringen erlaubt wäre.

7.1.5.5 Kompostrichtlinie (Arbeitspapier: „Die biologische Behandlung von Bioabfällen“, GD ENV.A.2, 2. Entwurf 12. Februar 2001)

Es handelt sich dabei um ein noch sehr grobes Konzept, das sicherlich noch bedeutenden Änderungen unterworfen sein wird. Mit dem Kommissionsentwurf ist bis Ende 2004 zu rechnen

Der Entwurf zur EU-Richtlinie definiert als „biologisch abbaubare Abfälle“ alle aerob oder anaerob zersetzbaren Abfälle.

Die Richtlinie ist nicht für Anlagen < 50 t Kompost (aus Biotonnenmaterial oder Tiermist) anzuwenden, vor Aufnahme der Kompostiertätigkeit sind Anlagen > 10 t/a bei der zuständigen Behörde registrieren zu lassen.

Eigenkompostierung wird definiert, jedoch sind keine spezifischen Vorschriften erwähnt.

Im Anhang 1 ist eine Positivliste mit für die biologische Behandlung tauglichen Bioabfällen enthalten. Fäkalien werden darin nicht erwähnt. Enthalten sind tierische Ausscheidungen, Fäkalschlämme (wenn sie die Anforderungen der RL 86/278/EEWG betreffend Verwendung in der Landwirtschaft erfüllen), Klärschlämme aus kommunalen Anlagen (Anforderungen der RL 86/278/EEWG) und Gärrückstände. Fäkalschlämme sind nicht näher definiert, ich nehme an, es sind Schlämme aus Kleinkläranlagen und nicht Senkgrubeninhalte gemeint.

Im Anhang 2 sind Anforderungen an die Hygienisierung formuliert. Danach muss das gesamte Rottegut Temperaturen > 65 °C über 1 Woche (2 x Umsetzen) oder 55 °C über 2 Wochen (5 x Umsetzen!) durchlaufen. Bei gekapselter Kompostierung reichen 60 °C über 1 Woche (ohne Umsetzen). Bei anaeroben Prozessen müssen > 24 Stunden Temperaturen von 55 °C überschritten werden, oder Ausgangs- bzw. Endprodukt 1 Stunde >70 °C ausgesetzt sein, oder das Endprodukt kompostiert werden.

Prozessprüfung und Prozessüberwachung entfallen für Anlagen < 50 t Kompost aus Bioabfällen. Im Endprodukt dürfen Salmonella spp in 50 g FM und Clostridium perfringens in 1 g FM nicht nachweisbar sein (dies ist noch nicht endgültig!). Analysehäufigkeit kann für Anlagen < 500 t Kompost mit > 6 Monate festgelegt werden.

Eine Anwendung in der Landwirtschaft ist nur nach Vorbehandlung der Abfälle erlaubt (Ausnahme in Anhang 1 genannte Ausnahmen und pflanzliche Abfälle die auf landwirtschaftlichen Flächen anfallen und dort verwertet werden). Weitere Einschränkungen sind durch Mitgliedstaaten möglich!