

Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum

· **Abwasserentsorgung** ·

Impressum:

Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Abwasserentsorgung

Herausgeber
Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt
Bauhaus-Universität Weimar
Coudraystraße 7
99421 Weimar

in fachlicher Kooperation mit der
DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef

3. Auflage
März 2013

Bezugsmöglichkeiten:

Universitätsverlag Weimar
Fax: 03643/581156
E-Mail: marita.fein@uni-weimar.de

DWA
Tel: 02242/872333
Fax: 02242/872100
E-Mail: kundenzentrum@dwa.de
Internet: www.dwa.de

Redaktion: Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt
Satz und Layout: Dipl.-Ing. Roy Holzhey
Druck: docupoint GmbH Magdeburg

Bildquelle – Buchdeckel: Modellvorhaben WRRL-Pilotanlage Kommunalabwasser Wüstheuterode
des WAZ Obereichsfeld, Bj. 2004

ISBN: 978-3-86068-310-1

Vorwort

Die Arbeitsgruppe Weiterbildendes Studium „Wasser und Umwelt“ bietet ein Fernstudium mit den Schwerpunkten Wasserbau und Hydraulik, Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft an. Das vorliegende Buch ist ein weiterer Band einer Serie, die den Stoff eines Kurses aus diesem Studium enthält. Die Kursteilnehmer des Fernstudiums erhalten über die Schriftform hinaus eine fortlaufende Betreuung in Form von Aufgaben, die zu einer abschließenden Prüfung führt.

Das Weiterbildende Studium „Wasser und Umwelt“ in Weimar entstand aus einer engen Zusammenarbeit mit der Leibniz-Universität Hannover und den Verbänden DWA und DVGW. Es bot zunächst nur Fernstudiengänge im Zertifikatsstudium an, wurde aber dann zum Masterstudiengang weiterentwickelt. Die Studieninhalte werden in Kursform angeboten, wobei insgesamt mehr als 25 Kurse zur Auswahl stehen. Einer dieser Kurse umfasst die „Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum“, der in 2003 zum ersten Mal angeboten wurde. Das Skript ist inhaltlich zweigeteilt. Im ersten (vorliegenden) Teil dieser beiden Bände wird die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum behandelt. Der zweite Teil behandelt den gesamten Bereich der Wasserversorgung.

Dieses Buch – wie auch das Studium – richtet sich an Hochschulabsolventen/innen, die im Bereich Wasser und Umwelt als Fachkräfte bei Behörden, Unternehmen, Verbänden, Ingenieurbüros, Instituten und anderen Einrichtungen tätig sind oder zukünftig tätig werden. Hier sehen wir die Chance, die Lehrinhalte auch zur Diskussion in die Öffentlichkeit zu stellen und allen zugänglich zu machen. Wo es um wichtige Umweltfragen geht wie bei der Abwasserentsorgung, sollten stets die neuesten Erkenntnisse hinzugezogen und für die praktische Umsetzung verwendet werden können, so wie wir uns auch bemühen, die aktuellen Ergebnisse aus Forschung und Praxis mit einzubeziehen.

Das vorliegende Buch basiert auf einer Lehrbriefsammmlung des Kurses „Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum – WW59“ des Weiterbildenden Studiums Wasser und Umwelt, die unter Leitung von Dr.-Ing. Günter Fehr im Jahre 2003 mit großem Engagement erstellt wurde.

- Für die Kapitel zu Grundlagen waren die Autoren: Dr. H.-J. Rapsch, W. Haun, Dipl.-Ing. Finke, Dr. U. Hagendorf, Dr. G. Neemann, Dr.-Ing. M. Oldenburg,
- für die Kapitel zur Ökonomie die Autoren: Prof. Dr.-Ing. Th. Schmitdtke, Dr.-Ing. Günter Fehr, Dr.-Ing. K. Ritter, Dr. rer. nat. L. Karsten, Dipl.-Ing. H. Robisch und
- für die Kapitel zur Abwasserableitung/Abwasserbehandlung die Autoren: Prof. Dr.-Ing. R. Feldhaus, H. Rustige, Dipl.-Ing. J. Müller, Dr. K. Fläsche, Dipl.-Ing. S. Ahrens, Dipl.-Ing. S. Rehfus verantwortlich.

Seit dem Jahr 2007 wurden die Skripte von Frau Dipl.-Ing. Sonja Sauer (inawa, Weimar) mehrfach vollständig überarbeitet und aktualisiert. Der Fokus dieser jüngsten Überarbeitung lag auf der Anpassung insbesondere der drei Themengebiete Recht, Neuartige Sanitärsysteme und Wirtschaftlichkeit an die fachlichen Entwicklungsprozesse. Darüber hinaus konnte für diese dritte Auflage Herr Dipl.-Ing. (FH) H.-J. Temann M.Sc. für die Abfassung eines neues Unterkapitels zu Teilortskanalisationen gewonnen werden.

Wir danken allen, die an der Bearbeitung der vorliegenden Ausgabe mitgewirkt haben, recht herzlich. Dieser Dank gilt vor allem unserem Teamchef Dr.-Ing. H.-W. Frenzel für die Verwaltung und Organisation der Kurse, Frau Dipl.-Ing. S. Sauer und Herrn Dipl.-Ing. (FH) Dipl.-UWT S. Büttner für die Restrukturierung und Aktualisierung des Skriptes, Herrn Dipl.-Ing. R. Holzhey – verantwortlich für den Satz und die Gestaltung – aber auch den weiteren Mitarbeitern der Arbeitsgruppe „Wasser und Umwelt“ der Bauhaus-Universität Weimar, die die Herausgabe des Kurses in Buchform erst ermöglicht haben, und den Kursteilnehmern für ihr Interesse und ihre Rückmeldung.

Möge die Fortsetzung dieser Reihe im Wissensgebiet „Wasser und Umwelt“ in der Fachwelt eine freundliche Aufnahme finden und der Aufgabe dienen, unsere Umwelt und die Ressource Wasser einer fachgerechten und nachhaltigen Nutzung zuzuführen.

Weimar, im März 2013

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong

Leiter der Professur Siedlungswasserwirtschaft der Bauhaus-Universität Weimar

Inhaltsverzeichnis

	Vorwort	I
1	Einführung	1
1.1	Geschichtlicher Rückblick	1
1.1.1	Allgemeine Vorbemerkungen	1
1.1.2	Die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im antiken Rom	1
1.1.3	Vom Mittelalter bis zur industriellen Revolution	2
1.1.3.1	Die Wasserversorgung	2
1.1.3.2	Die Abwasserbeseitigung	4
1.2	Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung seit der Industrialisierung	5
1.2.1	Die Wasserversorgung	5
1.2.2	Die Abwasserbeseitigung	6
1.3	Stand der Entwicklung	7
1.3.1	Konventionelle Entsorgungssysteme	7
1.3.1.1	Definition zentrale/dezentrale Systeme	7
1.3.1.2	Zentrale Systeme	8
1.3.1.3	Dezentrale (Individuelle) Systeme	9
1.3.2	Neuartige Entsorgungssysteme	10
2	Rechtsgrundlagen und Regelwerke	11
2.1	Vorbemerkung	11
2.2	Europäisches Recht	11
2.3	Bundesrecht	12
2.3.1	Wasserhaushaltsgesetz (WHG)	12
2.3.2	Abwasserverordnung (AbwV)	13
2.3.3	Abwasserabgabengesetz (AbwAG)	14
2.3.4	Klärschlammverordnung (AbfKlärV)	14
2.3.5	Bauproduktengesetz (BauPG)	15
2.4	Die Landeswassergesetze (LWG)	15
2.4.1	Abwasserbeseitigungspflicht	15
2.4.2	Zuständigkeiten	16
2.5	Kommunalrecht	16
2.6	Technische Regelwerke	16
2.6.1	Normen (DIN-EN)	16
2.6.2	DWA-Regelwerk	17
2.7	Regelungen für Kleinkläranlagen	17
2.7.1	Einbau	17
2.7.2	Betrieb und Wartung	19
2.7.3	Überwachung	19
3	Abwasserableitung im ländlichen Raum	21
3.1	Besonderheiten des ländlichen Raumes aus Sicht der Abwasserentsorgung	21
3.2	Abwasserarten	21
3.2.1	Schmutzwasser	22
3.2.2	Niederschlagswasser	22
3.2.3	Fremdwasser	23
3.3	Entwässerungssysteme	23
3.3.1	Übersicht	23
3.3.2	Zentrale Regenwasserbehandlung	24
3.4	Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung	25
3.4.1	Verfahren	25
3.4.2	Grundlagen der Versickerung	26
3.4.3	Versickerung	27
3.4.3.1	Flächenversickerung	28
3.4.3.2	Muldenversickerung	29
3.4.3.3	Rigolen- und Rohr-Rigolen-Element	29

3.4.3.4	Mulden-Rigolen-Element	30
3.4.3.5	Mulden-Rigolen-System	30
3.4.3.6	Schachtversickerung	30
3.4.3.7	Beckenversickerung	31
3.4.4	Speicherung	31
3.4.5	Behandlung	32
3.4.6	Abschätzung der erforderlichen Behandlungsmaßnahmen	33
3.4.7	Nutzung	33
3.5	Verfahren der Schmutzwasserableitung	34
3.5.1	Freigefälleentwässerung	34
3.5.2	Druckentwässerung	34
3.5.2.1	Prinzip	34
3.5.2.2	Hauptkomponenten	35
3.5.2.3	Betrieb und Wartung	35
3.5.2.4	Anwendung der Druckentwässerung	36
3.5.3	Unterdruckentwässerung	36
3.5.3.1	Prinzip	36
3.5.3.2	Hauptkomponenten	37
3.5.3.3	Betrieb und Wartung	38
3.5.3.4	Anwendung der Unterdruckentwässerung	38
3.5.4	Gefälledruckleitungen	38
3.5.5	Absetzentwässerung	39
3.6	Umgang mit Teilortskanalisationen	39
3.6.1	Ein etabliertes Provisorium	39
3.6.2	Besonderheiten bestehender Teilortskanalisationen	40
3.6.2.1	Aufbau und Systemgrenzen	40
3.6.2.2	Entwässerungsgebiete mit Teilortskanalisationen	41
3.6.2.3	Mögliche Ausprägungen von Tok-Netzen	41
3.6.2.4	Elemente der Teilortskanalisationen	42
3.6.3	Potenziale und Defizite	43
3.6.3.1	Zentrale Funktionen	43
3.6.3.2	Gewässerschutz	43
3.6.3.3	Kosten und Risiken	44
3.6.4	Nutzung und Integration von Teilortskanalisationen	44
3.6.4.1	Grad der Nutzung von Tok	44
3.6.4.2	Traditionelle und neuartige Nutzungsmöglichkeiten	45
3.6.4.3	Tok als Bestandteil vollständiger Entwässerungssysteme	45
3.6.4.4	Auswahl sinnvoller Alternativen	46
4	Abwasserbehandlung in technischen Kläranlagen	49
4.1	Begriffsbestimmung Kleinkläranlagen und kleine Kläranlagen	49
4.2	Bemessungsgrundlagen	49
4.2.1	Abwasseranfall	49
4.2.2	Schmutzfrachten	50
4.3	Verfahren der Abwasserreinigung	51
4.3.1	Mechanische Vorbehandlung	51
4.3.2	Belebungsverfahren	53
4.3.2.1	Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung	53
4.3.2.2	Verfahrenstechnische Weiterentwicklungen des Belebungsverfahrens	56
4.3.3	Tropfkörper- und Rotationstauchkörperanlagen (Biofilmverfahren)	57
4.4	Kleinkläranlagen	59
4.4.1	Verfahren	59
4.4.2	Vorbehandlung	60
4.4.2.1	Ein- und Mehrkammerabsetzgruben	60
4.4.2.2	Mehrkammer-Ausfalggruben	60
4.4.3	Biofilmverfahren	61
4.4.3.1	Tropfkörperanlagen	61
4.4.3.2	Rotationstauchkörper	62
4.4.3.3	Belüftetes Festbett	63
4.4.3.4	Wirbel-Schwebebett-Anlagen	63
4.4.4	Belebungsverfahren	64
4.4.4.1	Belebungsanlagen	64
4.4.4.2	SBR-Anlagen	65

4.4.4.3	Belebungsanlage mit Membranfiltration	66
4.4.5	Verfahren ohne Abwasserbelüftung	66
4.5	Einleitung der gereinigten Abwässer	67
4.5.1	Einleitung in Fließgewässer	67
4.5.2	Einleitung ins Grundwasser	68
4.5.2.1	Kalkulation der Versickerungsraten bei Grabenversickerung	69
4.5.2.2	Kalkulation der Versickerungsraten bei Schachtversickerung	70
5	Abwasserbehandlung in naturnahen Kläranlagen	73
5.1	Definition, Anwendung und Bedeutung von naturnahen Kläranlagen	73
5.1.1	Entwicklungsgeschichte verschiedener Verfahren der naturnahen Abwasserbehandlung	74
5.1.2	Anwendungsmöglichkeiten	77
5.2	Aquatische Verfahren, Funktionsweise, Aufbau und Reinigungsleistung	78
5.2.1	Teichanlagen	78
5.2.1.1	Funktionsweise	78
5.2.1.2	Aufbau und Konstruktion	80
5.2.1.3	Bemessung	80
5.2.1.4	Reinigungsleistung	81
5.2.2	Exkurs: Künstliche Feuchtgebiete	82
5.2.2.1	Funktionsweise	82
5.2.2.2	Aufbau und Konstruktion	83
5.2.2.3	Bemessung	83
5.2.2.4	Reinigungsleistung	84
5.3	Terrestrische Verfahren, Funktionsweise, Aufbau und Reinigungsleistung	84
5.3.1	Bepflanzte Bodenfilter	84
5.3.2	Aufbau und Bemessung von bepflanzten Bodenfiltern	86
5.3.2.1	Vorbehandlung	86
5.3.2.2	Horizontalfilter	86
5.3.2.3	Vertikalfilter	88
5.3.3	Unbewachsene Bodenfilter	90
6	Klärschlammbehandlung im ländlichen Raum	91
6.1	Einleitung	91
6.2	Grundlagen	91
6.2.1	Schlammarten	91
6.2.2	Beschaffenheit	91
6.2.3	Schlammfall	92
6.3	Schlammbehandlung	93
6.3.1	Stabilisierungsverfahren	93
6.3.2	Fäkalschlämme	94
6.3.3	Schlamm- und Schlammwasserspeicherung	95
6.3.4	Entsorgungswege	96
6.3.4.1	Entsorgungsoptionen	96
6.3.4.2	Wasserabtrennung	96
6.4	Technische Verfahren zur Wasserabtrennung	96
6.4.1	Statische Eindickung	96
6.4.2	Maschinelle Eindickung	97
6.4.3	Schlammwässerung	97
6.5	Naturnahe Verfahren zur Wasserabtrennung	98
6.5.1	Trockenbeete	99
6.5.2	Solare Trocknung	99
6.5.3	Klärschlammvererdung	100
6.5.3.1	Klärschlammvererdung mit Gräsern	100
6.5.3.2	Klärschlammvererdung mit Schilf	100
6.6	Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung	101
7	Neuartige Sanitärsysteme	105
7.1	Einleitung	105
7.2	Betrachtung von Teilströmen	107
7.2.1	Begriffbestimmung	107
7.2.2	Qualität und Quantität der Teilströme	107

7.2.3	Behandlung von Teilströmen	109
7.3	Toilettensysteme als Element für eine neuartige Sanitärtechnik	109
7.3.1	Toiletten ohne Urinseparation	110
7.3.1.1	Konventionelle Spültoiletten	110
7.3.1.2	Toiletten mit geringem Wasserverbrauch	110
7.3.1.3	Vakuumtoiletten	110
7.3.2	Toiletten mit Urinseparation	111
7.3.2.1	Separations- oder No-Mix-Toiletten	111
7.3.2.2	Urinale ohne Wasserspülung	113
7.3.3	Komposttoiletten	113
7.3.3.1	Spültoiletten mit Feststoffabscheidung und Kompostierung	115
7.3.3.2	Komposttoiletten mit wassergespültem Urinalteil	115
7.3.3.3	Komposttoiletten mit Urinseparation	115
7.3.3.4	Trocknungstoiletten	115
7.4	Teilstromverfahren, Projektbeispiele	116
7.4.1	Verfahren mit Urinseparation	118
7.4.1.1	Dezentrales System Lambertsühle	118
7.4.1.2	Urinseparation in Skandinavien	120
7.4.1.3	Urinbewirtschaftung für zentrale Systeme	121
7.4.2	Verfahren mit Vakuumtoiletten	121
7.4.2.1	Kleines zentrales System Flintenbreite	121
7.5	Zusammenstellung von bisher gesammelten Erfahrungen	125
8	Überblick über Planungsinstrumente für Maßnahmen in der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum	127
8.1	Einführung	127
8.2	Gewässerbewirtschaftung	128
8.2.1	Bestandsaufnahme	128
8.2.2	Abwasserbeseitigungsplan	128
8.3	Planungsgrundsätze	129
8.4	Wirtschaftlichkeitsrechnung	129
8.5	Modelle für Wirtschaftlichkeitsrechnungen	130
8.5.1	Systematik der Verfahren	130
8.5.2	Investitionsrechnung	131
8.5.2.1	Verfahren der Investitionsrechnung	131
8.5.2.2	Dynamischer Kostenvergleich	132
8.5.2.3	Kosten-Nutzen-Analyse	133
8.5.3	Nichtmonetäre Bewertungsverfahren	133
8.5.4	Fazit	135
9	Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien	137
9.1	Grundlagen	137
9.1.1	Eignung	137
9.1.2	Grundbegriffe	137
9.1.2.1	Barwert, Projektkostenbarwert	137
9.1.2.2	Kalkulatorischer Zinssatz	138
9.1.2.3	Untersuchungszeitraum	138
9.2	Ablaufschritte der Kostenvergleichsrechnung	139
9.2.1	Kostenermittlung	140
9.2.1.1	Einzubeziehende Kostenarten	140
9.2.1.2	Verfahren der Kostenermittlung	141
9.2.1.3	Berücksichtigung von Preisentwicklungen	141
9.2.2	Aufbereitung der Kosten	142
9.2.2.1	Umrechnung von Einzelkosten in Kostenbarwerte	142
9.2.2.2	Umrechnung von Einzelkosten in gleichförmige Kostenreihen	144
9.2.2.3	Umrechnung gleichförmiger Kostenreihen in Kostenbarwerte	146
9.2.2.4	Umrechnung progressiv steigender Kostenreihen in Kostenbarwerte	147
9.2.3	Kostengegenüberstellung	148
9.2.3.1	Einfacher Vergleich von Projektkostenbarwerten und Jahreskosten	149
9.2.3.2	Vergleich äquivalenter Projektkostenbarwerte	152
9.2.3.3	Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Projektkostenbarwerte	154
9.2.4	Empfindlichkeitsprüfungen und Ermittlung kritischer Werte	156
9.2.4.1	Kalkulationsansätze	156
9.2.4.2	Ermittlung dynamischer Gestehungskosten	158

9.2.5	Ergebnisinterpretation und Gesamtbeurteilung	161
9.A	Kalkulationsgrößen	162
9.A.1	Durchschnittliche Nutzungsdauern abwasserwirtschaftlicher Anlagen [LAWA, 2005]	162
9.A.2	Faktoren für die Kostenrechnung	164
10	Einsparpotenziale bei der Abwasserableitung	185
10.1	Regenwasserbewirtschaftung	185
10.2	Einsparmöglichkeiten bei der Schmutzwasserableitung	185
10.2.1	Übersicht	185
10.2.2	Fräsverfahren	186
10.2.3	Pflugverfahren	187
10.2.4	Grabenaushub und automatisierte Verlegeverfahren im Kostenvergleich	188
10.3	Sanierungsplanung von Entwässerungssystemen	189
10.3.1	Einführung	189
10.3.2	Spezielle Grundlagen für Wirtschaftlichkeitsrechnungen bei Sanierungsplanungen für Entwässerungssysteme	189
10.3.2.1	Kanal-/Netzzustand	189
10.3.2.2	Zustandsprognose	189
10.3.2.3	Interventionszeitpunkte	190
10.3.2.4	Alternativenbetrachtungen	190
10.3.2.5	Nutzungsdauern	191
10.3.3	Beispiel zur Kostenvergleichsrechnung bei Kanalsanierungen	191
10.3.3.1	Berechnungsgrundlagen	191
10.3.3.2	Durchführung des Wirtschaftlichkeitsvergleichs	191
10.3.3.3	Empfindlichkeitsprüfung	192
11	Individuelle Systeme: Bedarf und Potenzial	195
11.1	Bedarf an individuellen Abwasserentsorgungssystemen	195
11.1.1	Bedarf in Deutschland	195
11.1.2	Bedarf in Mittel- und Osteuropa	195
11.1.3	Bedarf bei veränderten Rahmenbedingungen	196
11.2	Potenzial für individuelle Abwasserentsorgungssysteme	197
11.2.1	Nutzung von vorhandener Infrastruktur im ländlichen Raum	197
11.2.2	Ausflugsregionen mit starken Belastungsschwankungen	198
11.2.3	Konzepte für Regionen mit Wasserknappheit	199
11.3	Organisationsstrukturen	199
11.4	Finanzierung von Maßnahmen zur Abwasserentsorgung	201
11.4.1	Allgemeines	201
11.4.2	Exkurs Betriebskostenrechnung	201
12	Beispiele für monetäre und nichtmonetäre Bewertungen von Alternativen	203
12.1	Vorbemerkung	203
12.2	Ausgewählte Kostendaten	204
12.2.1	Anforderungen an Kosteninformationen	204
12.2.2	Kostenverteilung bei der Kanalisation	205
12.2.3	Kostenverteilung bei Kläranlagen	205
12.2.4	Kostenverteilung bei Kleinkläranlagen	206
12.3	Beispiel für eine Kostenberechnung zur Beurteilung von Wirtschaftlichkeitsgrenzen	206
12.3.1	Allgemeines	206
12.3.2	Projektbeispiel Wirtschaftlichkeitsgrenzen	207
12.4	Projektbeispiel zur Wirtschaftlichkeitsrechnung nach KVR-Richtlinien	207
12.4.1	Aufgabenstellung	207
12.4.2	Beschreibung der Projektalternativen	207
12.4.3	Eignung der Kostenvergleichsrechnung	208
12.4.4	Kostenermittlung	208
12.4.5	Finanzmathematische Aufbereitung	209
12.4.5.1	Kalkulationsparameter	209
12.4.5.2	Kostenumrechnung	210
12.4.6	Kostengegenüberstellung	211
12.4.7	Empfindlichkeitsprüfungen	211
12.4.8	Gesamtbeurteilung	212

12.5	Projektbeispiel Kosten-Nutzwertanalyse	213
12.5.1	Methodik	213
12.5.2	Projektbeispiel	213
Literaturverzeichnis		215
Glossar		231
Stichwortverzeichnis		257

1 Einführung

1.1 Geschichtlicher Rückblick

1.1.1 Allgemeine Vorbemerkungen

Für menschliches Leben ist Wasser eine unverzichtbare Grundlage. Die ersten hochentwickelten Kulturen der Menschheit entstanden an wasserreichen Standorten, die eine sichere und ausreichende Wasserversorgung für Mensch und Tier, für die Bekämpfung von Bränden sowie für die Bewässerung von Gärten und Feldern gewährleisteten. Das Zweistromland in Vorderasien und die Hochkulturen am Nil stehen hierfür als repräsentative Beispiele.

In den Siedlungen gebrauchtes Wasser fiel anschließend als Abwasser an, das mehr oder weniger stark verschmutzt war. Allerdings waren die Abwassermengen früher relativ gering. Mit Frischwasser ging man im Haushalt sehr sparsam um. Es musste in Eimern und Krügen mühsam ins Haus getragen werden und der Weg zum nächsten Brunnen war manchmal weit. Die wasserbezogenen Aktivitäten wurden daher nach Möglichkeit dorthin verlegt, wo es von Natur aus Wasser gab: Die Wäsche wurde am Fluss gewaschen und dort wurde auch das Vieh getränkt, aber nicht die Notdurft verrichtet.

Es ließen sich bereits wie heute zwei Formen in der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung unterscheiden:

- die Eigen- (Einzel-)ver-/entsorgung und
- die Gemeinschaftsver-/entsorgung.

Die Versorgung konnte durch Zisternen (in der Regel Regenwasser) oder Grund- und Quellwasserfassungen sichergestellt werden.

Für die Entsorgung der geringen Abwassermengen im ländlich strukturierten Raum waren der Hausgarten oder Hinterhof völlig ausreichend. Eine erste Hygieneanweisung für Lager, die jedoch immer wieder versetzt wurden, ist im 23. Kapitel des 5. Buches Moses zu finden. Dort heißt es [ATV, 1999]:

„Und du sollst draußen vor dem Lager einen Ort haben, dahin du zur Not hinausgehst. Und sollst eine Schaufel haben, und wenn du dich draußen setzen willst, sollst du damit graben; und wenn du gesessen hast, sollst du zuscharren, was von dir gegangen ist.“

In den wenigen Siedlungsschwerpunkten der damaligen Zeit war die Beseitigung der Abwässer, insbesondere der Fäkalien, die in Sickergruben nahe der Häuser entsorgt wurden, schon aufwändiger. Ausgrabungen in frühgeschichtlichen Siedlungen wie Ninive, Jerusalem oder Pergamon belegen, dass dort bereits Rinnen für die Ableitung von Abwasser und gelegentlich sogar unterirdische Kanäle vorhanden waren. Sie führten aus den Innenräumen der Häuser hinaus auf die Straßen und teilweise vor die Mauern der Stadt. Zu vermuten ist, dass mit diesen Leitungen vornehmlich Regenwasser abgeführt wurde [Büker, 2000]. In Einzelfällen sind bei Ausgrabungen von Palastbauten aber auch schon Badezimmer und Toiletten freigelegt worden, die an Ab-

zugskanäle oder Sickerschächte angeschlossen waren. Die antike Entsorgungstechnik beschränkte sich auf Ableitung und schnelle Beseitigung der Fäkalien der innerhalb der Stadtmauern lebenden Bevölkerung. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass auch hier schon Fäkalien in die Landwirtschaft verbracht wurden.

Größeren Zwängen unterworfen war der Umgang mit Regenwasser, da das Regenwasser häufig als Trinkwasser, zumindest aber zur Brauchwasserversorgung genutzt werden sollte. Man wird versucht haben, sie möglichst unverschmutzt aufzufangen und in Gefäßen oder Zisternen zu speichern [Tuttahs, 1998].

1.1.2 Die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im antiken Rom

Im Römischen Weltreich wurde die Technik einer zentralen Siedlungswasserwirtschaft weiterentwickelt. Der Schwerpunkt lag in der Hauptstadt, im antiken Rom. Von den römischen Baumeistern sind die Anlagen zur Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im Verlauf der Jahrhunderte ständig erweitert und zu einem technischen Höhepunkt geführt worden.

Für die Wasserversorgung von Rom wurde in den umliegenden Höhenzügen frisches Quellwasser gefasst. Das Wasser wurde in abgedeckten Leitungsgräben, die den Höhenlinien des Geländes weitgehend folgten, der Stadt zugeführt. Es gab insgesamt elf große Fernwasserleitungen, zu denen mehrere Nebenleitungen zählten. Mit einer Gesamtlänge von 91,3 Kilometern war die im Jahr 144 v. Chr. in Betrieb genommene Aqua Marcia das längste Leitungssystem [Werner, 1986]. Musste auf den Trassen der Leitungen ein Seitental gequert oder in den Ebenen vor Rom das Wasser auf Höhe gehalten werden, so wurden aufwändige Aquädukte errichtet.

Den ersten großen Abwasserkanal in Rom, die Cloaca Maxima, verwirklichte der Feldherr, Staatsmann und Ingenieur Marcus Vipsanius Agrippa (64/63 bis 12 v. Chr.), indem er einen vorhandenen Abzugsgraben zur Drainage der römischen Sümpfe zum Hauptsammelkanal ausbaute. An seiner Einmündung in den Tiber war er über vier Meter breit und bis zu vier Meter hoch [Büker, 2000].

Teilweise war das Gefälle der antiken Abwasserkanäle so gering, dass sich Ablagerungen bildeten. Agrippa ließ im Jahre 32 v. Chr. die Kloaken auf eigene Kosten reinigen. Zu diesem Zweck wurde aus sieben Trinkwasserspeichern gleichzeitig Wasser in die miteinander vernetzten Kloaken geleitet, die hierdurch kräftig durchgespült wurden. Es wird berichtet, dass Agrippa nach dieser Aktion die gereinigten Kanäle inspizierte und sie mit einem Boot bis zu ihrer Einmündung in den Tiber befuhr [ATV, 1999].

Die privaten Toiletten der Oberschicht sowie öffentliche Toilettenanlagen im Zentrum der Stadt waren teilweise mit einer ständigen Wasserspülung unter der Sitzreihe ausgerüstet – siehe *Abb. 1.1*. Toiletten mit

ständiger Wasserspülung waren an einen Abwasserkanal angeschlossen.

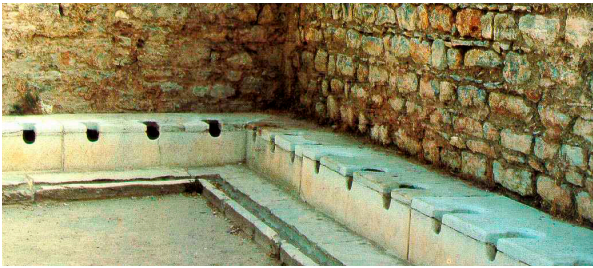


Abb. 1.1: Öffentliche römische Gemeinschaftstoilette [Gaddis, 2003]

Aber nicht die ganze Stadt war kanalisiert. In den meisten Privathäusern gab es keine Toiletten. Da für die Kanalbenutzung eine Kanalbenutzungsgebühr zu zahlen war, verzichteten die meisten Einwohner wohl auf diesen Anschluss. Sie entleerten ihre Nachttöpfe in Kübel am Fuß der Treppenhäuser. Die Kübel wurden von privaten Mistpächtern abgeholt und an Landwirte verkauft, also eine privatisierte Abwasserentsorgung nach dem Holsystem.

Tuchwalker, Wäschereien und Reinigungsbetriebe brauchten Urin zur Waschmittelherstellung. Durch Hydrolyse wird Harnstoff in Ammonium/Ammoniak und Carbonat umgewandelt, was mit einem starken Anstieg des pH-Wertes einhergeht. Dieser Effekt wurde für die Reinigung genutzt. Harn wurde zudem für die Herstellung von Purpurfarbstoff und zur Pergamentproduktion benötigt. Um diesen Rohstoff zu beschaffen, wurde Urin in Tontöpfen auf den Straßen gesammelt und von Nutzern abgeholt [Strell, 1913]. Das getrennte Erfassen von Abwasserteilströmen war damit ein wichtiger Aspekt der Abwasserentsorgung, wenn dieser Teilstrom nutz- und gewinnbringend verwertet werden konnte.

Die Anlagen zur Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung unterstanden in späteren Jahren einer strengen staatlichen Kontrolle und Unterhaltung. Wahrgenommen wurden sie von Beauftragten der Regierung. Nur hieraus lässt sich die technische Perfektion und der langfristige, sichere Betrieb der zentralen Einrichtungen erklären.

Im 5. Jahrhundert n. Chr. brach das Römische Weltreich wirtschaftlich und militärisch zusammen. Die Unterhaltung der wasser- und abwassertechnischen Infrastruktur wurde immer stärker vernachlässigt und schließlich ganz eingestellt. Die Anlagen verfielen oder wurden vom Feind zerstört.

Die vorhandenen Kenntnisse über die Technik der Wasserversorgung gingen schließlich verloren – aber nicht überall. Den Verfall des Römischen Reiches und die Zeiten der Völkerwanderung überstanden zahlreiche Klöster. Für viele von ihnen war eine Wasserversorgung aus Quellen und über hölzerne Rohrleitungen eine Selbstverständlichkeit. Durch den Kontakt der Klöster untereinander konnte diese Technik von der Antike bis in das Mittelalter weitergegeben werden. Außerhalb der Klöster blieb die Technik weitgehend unbekannt und hat nur in wenigen Fällen Anwendung gefunden [Roscher, 1999].

1.1.3 Vom Mittelalter bis zur industriellen Revolution

1.1.3.1 Die Wasserversorgung

Im Mittelalter wohnte die Bevölkerung Europas vorwiegend auf Einzelgehöften, in kleinen Siedlungen oder in Städten mit dörflichem Charakter. Deutschland hatte um das Jahr 1000 rund 10 Millionen Einwohner. Damit war im ländlichen Raum ausreichend Natur vorhanden. Sie konnte die Abfälle und Abwässer der Menschen weitgehend problemlos verkräften.

Jeder Bürger war für seine Versorgung mit ausreichendem Trink- und Brauchwasser selbst verantwortlich. Die Menschen siedelten deshalb dort, wo eine möglichst einfache, aber sichere Wasserversorgung gewährleistet war. Am natürlichsten war es, das Wasser aus Bächen, Flüssen oder Seen zu schöpfen. Standen für die Wasserversorgung einer Siedlung keine offenen Gewässer zur Verfügung, wurden Grundwasserbrunnen angelegt. Sie sind in Mitteleuropa seit der Jungsteinzeit nachgewiesen [Roscher, 1999].

Schachtbrunnen

Der älteste Brunnentyp ist der Schachtbrunnen. Er wird auch als Kesselbrunnen bezeichnet, wenn der Schacht rund ausgebildet und relativ groß ist. Die Einfassungen der Schachtbrunnen bestanden im Allgemeinen aus Holz oder Stein.

Innerhalb einer Siedlung gab es in der Regel mehrere öffentliche und private Brunnen. Im Allgemeinen entfiel ein Brunnen auf etwa drei bis fünf Häuser. In ärmeren Wohnbezirken einer Stadt waren Brunnen weniger häufig. Die Wege zu ihnen wurden dadurch länger und die Anzahl der Benutzer größer.

Es war üblich, dass von jedem Hausbesitzer Brunnengeld an die Gemeinde gezahlt werden musste, selbst dann, wenn er einen eigenen Brunnen besaß. Sein Beitrag war im Vergleich zu einem Hausbesitzer ohne eigenen Brunnen aber etwas geringer. Die eingenommenen Gelder kamen der laufenden Unterhaltung und Instandsetzung der öffentlichen Brunnen zugute. Strenge Brunnenordnungen der Gemeinden sorgten im Übrigen dafür, dass sie ordnungsgemäß bedient und vor Verschmutzungen geschützt wurden.

Für einen bestimmten Zeitraum konnte für einen öffentlichen Brunnen ein Brunnenherr gewählt werden. Er war zwar von der Brunnengeldzahlung befreit, hatte aber gemeinsam mit seinen Brunnengehilfen die Pflicht, für die ständige Betriebsbereitschaft des Brunnens zu sorgen. Insbesondere in harten Wintern, in denen die Brunnen nicht selten zufroren, war das keine leichte Aufgabe. Die finanziellen Aufwendungen für Wartungsarbeiten und Reparaturen wurden dem Brunnenherrn von der Gemeinde erstattet.

Zisternen

Bei ungünstigen hydrogeologischen Verhältnissen oder schlechter Grundwasserqualität wie in Moorgebieten oder bei salzhaltigem Grundwasser war die Anlage von Brunnen weniger sinnvoll. In diesem Fall mussten alternativ Zisternen für die Sammlung von Regenwasser

angelegt werden. In der Regel waren das große, gemauerte und ausgekachelte Behälter oder Räume, die von oben zugänglich waren.

Das Zisternenwasser war meist nur von geringer Qualität. Die Ursachen lagen in den langen Standzeiten und in der Verschmutzung des von Dachflächen abgeleiteten Regenwassers. Es wurde deshalb versucht, diesen Qualitätsmangel mit vollkommenen Zisternen zu begegnen. Diese hatten in der Mitte eine aufgemauerte Brunnenröhre, während der übrige Teil des Behälters mit Sand gefüllt war, der als Filter wirken sollte. Beispielsweise befand sich auf der im Jahre 1067 errichteten Wartburg eine vollkommene Zisterne mit einem Durchmesser von 8,5 Metern [Roscher, 1999].

Burgbrunnen

Überhaupt stellte die Wasserversorgung von Burgen oft eine Besonderheit dar. Aufgrund ihrer exponierten Lage auf Felsen oder Anhöhen mussten dort, wenn nicht auf Zisternen zurückgegriffen werden sollte, häufig extrem tiefe Brunnen angelegt werden – siehe *Abb. 1.2*. Der mit 176 Metern tiefste Burgbrunnen in Europa befindet sich auf der Kyffhäuser Oberburg. Er wurde im 12. Jahrhundert in 30-jähriger Bauzeit in den Fels getrieben.



Abb. 1.2: Der über 102 m tiefe Burgbrunnen auf Schloss Neuenburg in Freyberg/Unstrut [Rapsch und Haun, 2003]

Gräben und Gerinne

Neben der Wasserversorgung aus Brunnen gab es bei günstigen topografischen Verhältnissen die Möglichkeit, den Teilstrom eines nahe gelegenen Flusses durch die Siedlung zu führen. Hierzu wurde das Gewässer stromaufwärts angegraben und in künstlich angelegten Gräben oder Gerinnen durch die Ortschaft geleitet. Zunächst waren die Gräben offen, später wurden sie ausgemauert und zum Schutz vor Verschmutzungen teilweise abgedeckt. Ein derartiges Versorgungssystem war komfortabel, aber aufwändig und damit teuer. Nur reiche Gemeinden konnten sich diesen Luxus leisten. So zum Beispiel die ehemalige Kaiserstadt Goslar im Harz, die durch den aufblühenden Silberbergbau zu Wohlstand gekommen war. Bereits um 1350 bestand dort ein systematisches, umfassendes Versorgungssystem aus kleinen, meist gemauerten Gräben. Das Versorgungsnetz umfasste die ganze Stadt, die mit 10.000 bis 15.000 Einwohnern für mittelalterliche Begriffe eine Großstadt war [Veh und Rapsch, 1998].

Doch auch derart aufwändige Versorgungssysteme konnten dem steigenden Wasserbedarf und insbesondere den wachsenden hygienischen Anforderungen auf Dauer nicht gerecht werden. In wohlhabenden Städten ging man schließlich dazu über, die Wasserversorgung zumindest im Stadtkern auf Pipenleitungen umzustellen. Am einfachsten war das zu realisieren, wenn oberhalb der Siedlung in nicht allzu großer Entfernung eine Quelle zur Verfügung stand.

Pipen

Bei Pipen handelt es sich um etwa zwei bis vier Meter lange, gerade Baumstämme mit einem Durchmesser von ca. 15 Zentimetern. Die Stämme wurden zentrisch zu Röhren aufgebohrt. Bei einem Bohrloch mit etwa 2,5 Zentimeter Durchmesser handelte es sich um einböhriige Pipen. Zweiböhriige oder dreiböhriige Pipen hatten größere Bohrweiten, für die mehrere Bohrgänge notwendig waren. Aneinandergereiht wurden die Pipen im Boden zu einer geschlossenen Leitung verlegt. Die Stöße an den Stirnseiten dichtete man mit Werg, Pech oder zylindrischen Eisenringen (Bussen), sodass eine (fast) druckfeste Verbindung entstand. Die Leitungen blieben aber stets störanfällig und hatten hohe Wasserverluste, ihre Betriebsdauer belief sich auf etwa 10 bis 30 Jahre [Roscher, 1999], [Veh und Rapsch, 1998].

Wasserkünste

Stand kein natürliches Druckgefälle für die Zuleitung und Verteilung von Trinkwasser zur Verfügung, so musste das mit der besten Technik der damaligen Zeit künstlich geschaffen werden: durch Wasserkünste.

Als Wasserkünste werden Wasserhebe- und Verteilungsmaschinen einschließlich der Gebäude, in denen sie untergebracht sind, bezeichnet. Technisch können zwei Arten unterschieden werden. Entweder wurde die Wasserkraft des Flusses genutzt, um mit den an einem Mühlenrad angebrachten Gefäßen gleichzeitig Flusswasser auf eine höhere Ebene zu heben, oder vom Mühlenrad wurde eine Pumpe angetrieben, die Fluss- oder Grundwasser in einen höher gelegenen Behälter drückte. Mit dem dort vorhandenen höheren Druckgefälle konnte das Wasser nun über Pipen in zentralen Stadtteilen verteilt werden.

In der Regel wurden Wasserkünste im Auftrage einer Stadt ausgeführt, um die Wasserversorgung der Bürger in einem zentral gelegenen, zumeist eng begrenzten Stadtteil durch öffentliche Brunnen zu gewährleisten. Häufig wurde dabei der Brunnen auf dem Marktplatz oder vor dem Rathaus aus Repräsentationsgründen künstlerisch besonders gestaltet; denn schließlich kündete ein beeindruckender Brunnen von Größe und Reichtum einer Stadt.

Es gab aber auch Wasserkünste, die in der privaten Trägerschaft von Wassergesellschaften oder Pipenbruderschaften standen. Für ihren Bau setzten sich gern Bierbrauer oder Gewerbetreibende ein, die einen hohen Wasserbedarf für die Fertigung ihrer Produkte hatten. Die Kosten für die Errichtung der Wasserkunst und für die Verlegung der von dort ausgehenden Pipenleitungen bis zu den jeweiligen Grundstücken der Mitglieder wurden gemeinschaftlich getragen. Finanziell leisten

konnten sich das nur Wenige, so dass Grundwasserbrunnen nie ihre herausragende Bedeutung für die Versorgung einer Stadt verloren haben, selbst dann nicht, wenn dort eine Wasserkunst in Betrieb war.

Neben der bequemen Trink- und Brauchwasserversorgung hatte Pipenleitungen eine nicht zu unterschätzende Bedeutung für die Bekämpfung von Bränden. Die Gefahr von Feuersbrünsten war in mittelalterlichen Ansiedlungen äußerst hoch, da es fast nur Holzhäuser gab, die sich innerhalb der Stadtmauern auf engstem Raum drängten. Eine wirkungsvolle Bekämpfung von Bränden war damals nur möglich, wenn es im Stadtgebiet viele, nahe liegende Wasserstellen gab, aus denen im Brandfall sehr schnell die erforderliche Löschwassermenge entnommen werden konnte.



Abb. 1.3: Bei Erdarbeiten in Braunschweig freigelegte Pipen [Veh und Rapsch, 1998]

1.1.3.2 Die Abwasserbeseitigung

Als Entsorgungseinrichtung für menschliche Abfälle standen im Mittelalter üblicherweise Sink-, Schwind- oder Fäkaliengruben zur Verfügung, über denen ein Plumpsklosett angeordnet war. Ursprünglich waren diese Gruben reine Erdlöcher, die später mit Flechtwerk, Holzbalken, Bruch- oder Backsteinen ausgekleidet wurden [Büker, 2000]. Ihre Leerung und Reinigung stand allein im Ermessen der Benutzer. Der Grubenhalt fand in der Landwirtschaft als Dünger Verwendung. In ländlich strukturierten Gebieten war diese Art des Klosetts, das kleine Häuschen im Hinterhof mit dem Herz in der Tür, noch bis Mitte des 20. Jahrhunderts weit verbreitet.

Eine wichtige Entsorgungsfunktion hatten in den Städten neben den o.g. Schwindgruben insbesondere die Ehgräben, die vorzugsweise Regenwasser abzuführen hatten. Sie befanden sich in der Regel zwischen zwei benachbarten Häusern und entwickelten sich zu offenen Kloaken, in die neben Fäkalien auch Abfälle aller Art entsorgt wurden.

Ehgräben entwässerten in den nächsten Stadtgraben oder auf ein freies Feld. Bei Bedarf wurden sie mit Stroh ausgelegt und von Hand geräumt. In der Regel war ihre Unterhaltung jedoch mangelhaft, das Wasser konnte nur schlecht abfließen und begann zu faulen. Nicht ohne Grund wurden Ehgräben auch als Faulgrä-

ben bezeichnet. Stadtbäche wurden gelegentlich dafür genutzt, das Ehgrabennetz in regelmäßigen Intervallen zu spülen.

Es war früher durchaus üblich, alle häuslichen Abfälle unmittelbar vor der Haustür zu entsorgen. Sie faulten und verrotteten auf den weitgehend noch unbefestigten Straßen, die sich zu Anziehungspunkte für Ratten entwickelten. Selbst der Inhalt eines Nachtgeschirrs wurde direkt aus dem Seitenfenster in den Ehgraben, auf den Hinterhof oder sogar auf die Gasse entleert. In zahlreichen Bürgerhäusern waren an den Außenwänden Aborthäuschen, so genannte Danziger angebracht. Aus ihnen fielen die Fäkalien im freien Fall auf den Hinterhof, in eine Grube oder in den Ehgraben. Bekannt sind die Danziger insbesondere von Burgen.

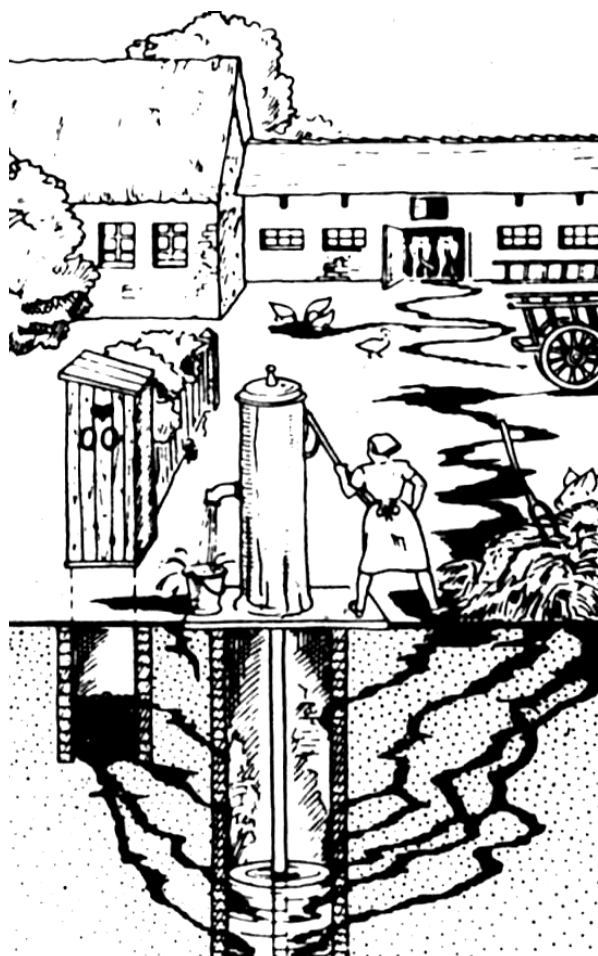


Abb. 1.4: Abortgrube und Misthaufen direkt neben dem Trinkwasserbrunnen [Bischofsberger, 1987]

Im Laufe der Jahre wurden die Abwassergräben, soweit sie in der Straße lagen, ausgemauert oder gepflastert. Es entstanden die Straßenrinnen und Gossen, die oft in der Straßenmitte angelegt wurden. Sie vermochten das Abwasser besser abzuführen als verkrautete und verschlammte Erdgräben [ATV, 1999].

Das aufblühende Handwerk sowie der Handel ließen die Städte ständig anwachsen. Bezogen auf das Jahr 1000 verdoppelte sich die Bevölkerung im Verlauf des 18. Jahrhunderts auf rund 20 Millionen Menschen. Um 1850 hatte Deutschland bereits 35 Millionen Einwoh-

ner. Mit der einsetzenden Industrialisierung wuchs der Anteil der Stadtbevölkerung überproportional an. Während um 1800 fast 90 % der Bevölkerung auf dem Lande oder in Kleinstädten lebten, waren es 100 Jahre später nur noch 40 %.

Hieraus wird verständlich, dass innerhalb der Stadtmauern auch die letzten freien Flächen bebaut werden mussten und die Häuser in die Höhe wuchsen. Für die auf engstem Raum zusammengedrückte Stadtbevölkerung entwickelte sich die Abfall- und Abwasserbeseitigung zu einem ernsthaften, hygienischen Problem.

Aus den Schwindgruben versickerten die Fäkalien entweder im Boden oder standen zwischen den Häusern in den Ehgräben. Auf den Hinterhöfen lagen die aus der damals üblichen Nutztierhaltung stammenden Misthaufen. Wegen der kleinen Grundstücke befand sich dies alles in unmittelbarer Nähe zu den Trinkwasserbrunnen. Die *Abb. 1.4* illustriert diese Situation. Es lag auf der Hand, dass eine Verseuchung des Brunnenwassers und damit des täglich benötigten Trinkwassers auf Dauer nicht ausbleiben konnte.

1.2 Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung seit der Industrialisierung

1.2.1 Die Wasserversorgung

Durch die wiederholten schweren Seuchen im 19. Jahrhundert wuchs allmählich das Bewusstsein, dass durchgreifende städtehygienische Reformen notwendig waren.

Die Wasserbeschaffung und insbesondere die Beseitigung der Abwässer konnte nicht mehr als ausschließliche Pflicht des Einzelnen angesehen werden. Es setzte sich zunehmend die Erkenntnis durch, dass sie als allgemeine, öffentliche Aufgabe anzusehen war mit dem langfristigen Ziel, alle Häuser in der Stadt mit einem Anschluss für Trinkwasser zu versehen und für eine hygienisch einwandfreie Entsorgung der Abwässer zu sor-

gen. Damit standen die Städte vor schweren finanziellen Entscheidungen.

Der Aufbau einer flächendeckenden Wasserversorgung vollzog sich zuerst in den Städten. Er wurde aber nicht allein von der Absicht getragen, der kräftig gewachsenen Bevölkerung Trinkwasser zur Verfügung zu stellen. Drei weitere Gesichtspunkte kamen hinzu, die mancherorts sogar ausschlaggebend waren: Wirtschaftswachstum, Brandschutz und Straßenreinigung.

London ist ein frühes und interessantes Beispiel dafür, welche Rolle unterschiedliche Wasserversorgungssysteme bei sonst gleichen Bedingungen bei der Verbreitung der Cholera spielten. Im Gegensatz zu den meisten anderen europäischen Metropolen verfügte London Mitte des 19. Jahrhunderts schon über ein gut ausgebautes Wasserleitungssystem, an das knapp 180.000 Haushalte und Anwesen angeschlossen waren. Betrieben wurden die acht voneinander unabhängigen Wasserwerke von mehreren privaten Firmen, die ihr Wasser der Themse entnahmen und direkt in die Leitungen pumpten. In die Themse mündete aber auch das ungeklärte Abwasser der Stadt, das mit der sukzessiven Einführung des Wasserklosetts enorm an Quantität zugenommen hatte. Während der Choleraepidemie sollte sich die technische Ausstattung einzelner Wassergesellschaften mit Filter- oder Sedimentierungsanlagen, noch stärker aber die Lage der einzelnen Wasserentnahmestellen an der Themse in einer stark variierenden Sterblichkeit widerspiegeln. Am höchsten war sie im Stadtteil Southwark, der von der „Southwark Water Works“ mit Wasser versorgt wurde. Diese Gesellschaft entnahm ihr Wasser direkt gegenüber einem Hauptausfluss der Londoner Kanalisation und pumpte es ungeklärt zum Verbraucher. Waren Choleraerreger mit den Dejekten eines Erkrankten über die Abwasserkanäle erst einmal in die Themse gelangt, so bestand hohe Wahrscheinlichkeit, dass sie mittels der Wasserleitungen der „Southwark Water Works“ in deren gesamten Versorgungsbereich verteilt wurden. [Hygienemuseum Dresden, 1995]

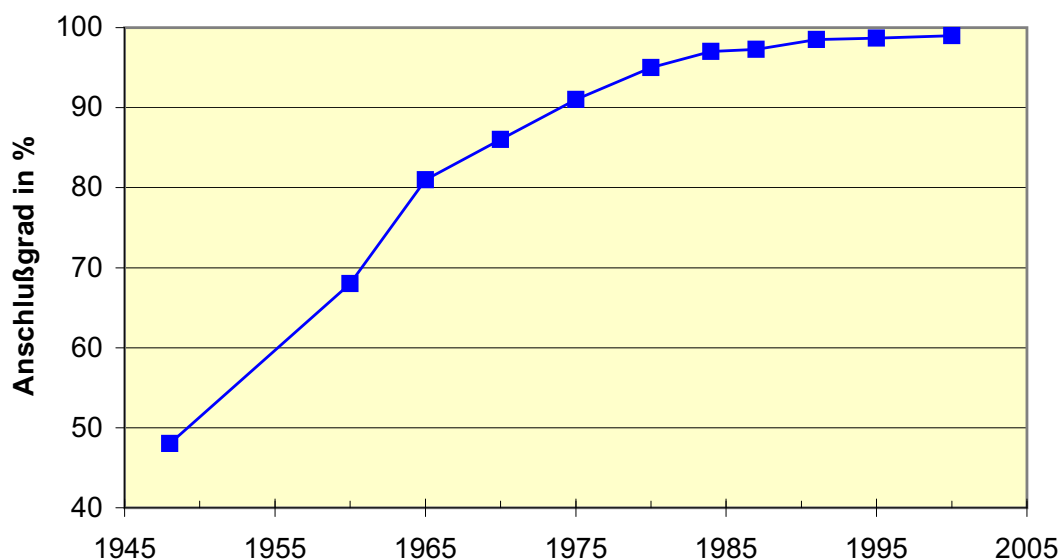


Abb. 1.5: Anschluss der Bevölkerung an zentrale Wasserversorgungsanlagen in Niedersachsen [Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2003]

Im Jahr 1900 trat in Deutschland das Reichsseuchengesetz in Kraft. Infektionskrankheiten, die über das Trinkwasser verbreitet werden, gehören seitdem praktisch der Vergangenheit an.

Im Vergleich zu den großen und mittleren Städten, die zwangsläufig wegen der unhaltbaren hygienischen Situation handeln mussten, setzte die Entwicklung zur zentralen Wasserversorgung in den Kleinstädten und insbesondere im ländlichen Raum erst später ein. Spültoiletten und Wasser verbrauchende Haushaltsgeräte waren dort zunächst weniger stark verbreitet, entsprechend gering war der Wasserbedarf, der noch relativ problemlos aus Einzelbrunnen oder Gruppenanlagen gedeckt werden konnte. Außerdem waren die spezifischen Ausführungskosten in den weitläufig besiedelten Bereichen höher als in den eng bebauten Siedlungsschwerpunkten. Aus diesen Gründen setzte der Ausbau der zentralen Wasserversorgung im ländlichen Raum erst mit der allgemeinen Aufbauphase nach dem II. Weltkrieg ein.

In Niedersachsen waren 1948 erst 48 % der Bevölkerung an zentrale Wasserversorgungsanlagen angeschlossen – siehe *Abb. 1.5*. In erster Linie waren das die Einwohner in den städtischen Bereichen. 1975 betrug der Anschlussgrad innerhalb des Landes bereits 91 % und 1998 waren es 99 %. Heute ist praktisch eine flächendeckende, zentrale Wasserversorgung vorhanden.

In den übrigen Flächenländern der Bundesrepublik Deutschland verlief die Entwicklung weitgehend ähnlich.

1.2.2 Die Abwasserbeseitigung

Entwässerungsmaßnahmen in den Städten hatten zunächst das vorrangige Ziel, Niederschlagswasser aus den Wohnbereichen der Menschen abzuleiten. Die eigenverantwortliche Entsorgung von Fäkalien, die als wertvolle Düngerquelle in der Landwirtschaft genutzt wurden, war seit Jahrhunderten eine gängige Routine und wurde zunächst nicht als Problem angesehen. Doch

mit der gewaltigen Bevölkerungszunahme im 19. Jahrhundert und der intensiven Nutzung der beengten Flächen in den Städten wurde die Entsorgung der Fäkalien zu einem hygienischen Problem, das mit dem Ausbau der zentralen Wasserversorgung noch weiter verschärft wurde.

Wasserklosetts

Die zentrale Wasserversorgung erlaubte es den Hausbesitzern, sich nach englischen Vorbildern Wasserklosetts einzubauen. Anfangs mussten sie noch von Hand mit Wassereimern versorgt werden, später erhielten sie einen festen Anschluss an das häusliche Trinkwassernetz.

Der Inhalt der Wasserklosetts wurde zunächst in wasserdichte Gruben geleitet und dort gesammelt. Ihre regelmäßige Entleerung war aufwändig. Entweder wurden sie von Hand ausgeschöpft oder durch neu entwickelte Maschinenwagen ausgepumpt oder ausgesogen. Oft funktionierte das jedoch nicht, weil sich in der Grube feste Bestandteile abgesetzt hatten oder die Technik der Maschinenwagen versagte. Die Folge war, dass nicht nur aus Kostengründen die Entleerung der Gruben unterblieb. Ersatzweise wurden Überläufe angebracht, die in die Straßengossen entwässerten. Damit war das Problem von den einzelnen Privatgrundstücken auf öffentliche Straßen verlagert. Die damit verbundenen Belästigungen führten dazu, dass gelegentlich unsystematische Abwasserkanäle bis zum nächsten öffentlichen Gewässer verlegt wurden. Spätestens zu diesem Zeitpunkt wurde klar, dass die Abwasserbeseitigung nicht mehr die Angelegenheit jedes Einzelnen sein durfte.

Abfuhrsystem

Viele Städte setzten zunächst auf die Abfuhr der Fäkalien mit genormten Wechselbehältern. Verschiedene Systeme waren entwickelt worden und befanden sich im Einsatz.

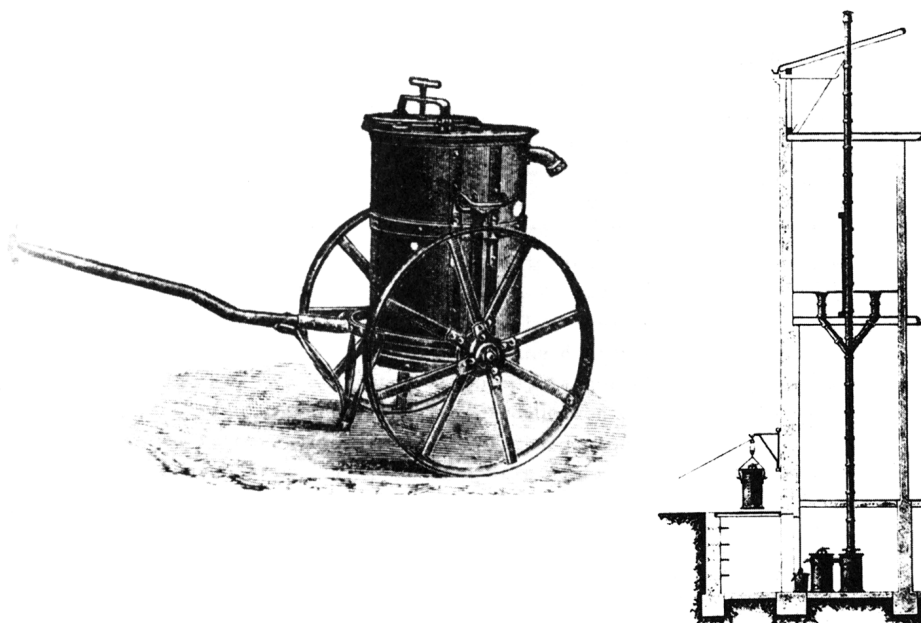


Abb. 1.6: Heidelberger Tonnensystem sowie der zugehörige Transportwagen [Bischofsberger, 1987]

Ein namhafter Befürworter des Abfuhrsystems war Justus von Liebig (1803 bis 1874). Als Ernährungswissenschaftler machte er auf die wertvollen Pflanzennährstoffe in den Fäkalien aufmerksam und setzte sich für ihre möglichst vollständige Verwertung in der Landwirtschaft ein. Anderenfalls, so befürchtete er, würden die landwirtschaftlich genutzten Böden verarmen. Ihre Ertragskraft würde zurückgehen mit der Folge, dass nationale Hungersnöte ausbrechen könnten, die einen Völkerkrieg zur Folge hätten [Büker, 2000].

Von den Abfuhrsystemen war das Heidelberger Tonnen-system eine weit verbreitete Variante – siehe *Abb. 1.6*. Hierbei wurden in den Kellerräumen der Wohnhäuser austauschbare Tonnen aufgestellt, in die die Fäkalien hineinfließen. Die Tonnen mussten regelmäßig, etwa zweimal pro Woche, gegen leere ausgetauscht werden, was mühsam und teuer war. Mit der wachsenden Verbreitung von wassergespülten Toiletten und dem dadurch vergrößerten Abwasseranfall war das Abfuhrsystem aber überfordert und konnte sich letztlich nicht durchsetzen. Gleichwohl haben 1902 noch 19 von 45 deutschen Städten mit mehr als 50.000 Einwohnern ihre Fäkalien über ein Abfuhrsystem entsorgt [Büker, 2000].

Kanalisation

Als Alternative zum Abfuhrsystem setzte sich um die Mitte des 19. Jahrhunderts die so genannte Vollkanalisation durch, die auch das Einleiten von Fäkalien gestattete. Einzelne Versuche mit Kanalisationen, die nur für Regen- und Küchenwasser ausgelegt waren, hatten sich nicht bewährt.

In der Abwassertechnik war England damals führend. Insoweit wird verständlich, dass sich Hamburg als erste deutsche Stadt von dem englischen Ingenieur William Lindley (1808 bis 1900) ab 1842 ein planmäßiges und von der Alster spülbares Kanalnetz anlegen ließ. Erst 25 Jahre später, also 1867, wurden in Frankfurt die Arbeiten an der Kanalisation aufgenommen. Mit Berlin (1873) und München (1881) folgten weitere Großstädte [ATV, 1999].

Aus wirtschaftlichen Gründen wurden die mit der Kanalisation erfassten Abwässer vielerorts direkt in die vorhandenen Gewässer eingeleitet, vorzugsweise in den Städten, die an einem größeren Fluss lagen. Damit war aus stadthygienischer Sicht prinzipiell wieder der Zustand erreicht, der rund 2.000 Jahre zuvor im antiken Rom für einen namhaften Teil der Bevölkerung zum Standard zählte.

Schnell wurde erkennbar, dass die Gewässer, aus denen teilweise noch immer Trinkwasser gewonnen wurde, überfordert waren und zusehends verschmutzten. Industrie und Gewerbe hatten einen maßgeblichen Anteil an dieser Gewässerverschmutzung, die eine Behandlung des Abwassers vor der Einleitung notwendig werden ließ. Mehrere städtische Kanalisationsplanungen, die keine Vorbehandlung des Abwassers vorsahen, wurden zum Schutz der Gewässer von den Genehmigungsbehörden abgelehnt.

Viele Städte entsorgten ihr Abwasser deshalb über Rieselfelder, die etwa bis zum Jahr 1900 das Standardverfahren für die Reinigung von Abwasser darstellten. Der

Mangel an geeigneten Landflächen und hygienische Probleme haben schließlich dazu geführt, dass die landwirtschaftliche Verwertung von häuslichem Abwasser bald nur noch in Sonderfällen als brauchbares Verfahren angesehen wurde. Allerdings wird diese Methode an einigen ausgewählten Standorten in sehr modifizierter Technik noch heute eingesetzt. Beispielsweise wird das voll gereinigte Abwasser der Stadt Braunschweig im Gebiet des Abwasserverbandes Braunschweig verregnet. Ein Großteil der Flächen wird für den Anbau von Energiepflanzen verwendet. In den Wintermonaten – wenn die Beregnung hauptsächlich der Grundwasserneubildung dient – wird das Klarwasser so wie es ist verregnet. Da die Nährstoffe entfernt sind, führt die Versickerung nicht zu einer Nährstoffanreicherung im Grundwasser. In der Vegetationszeit dagegen wird dem geklärten Wasser nachträglich nährstoffhaltiger Faulschlamm aus der Kläranlage zugesetzt und mit verregnet. So erhalten die Nutzpflanzen zusammen mit dem Wasser auch die notwendigen Nährstoffe für ihr Wachstum. [Stadtentwässerung Braunschweig, 2013]

Kläranlagen

Die Stadt Köln beschloss auf Druck des Preußischen Innenministeriums, neben der Verlegung des Kanalnetzes gleichzeitig auch eine Abwasserreinigungsanlage zu errichten, die mit vier Rechen und einer Siebanlage im Jahr 1905 den Betrieb aufnahm [ATV, 1999].

Eine zentrale Schwemmkanalisation mit zunehmend besserer Reinigung vor Einleitung in das Gewässer setzte sich durch. Der Anschlussgrad an zentrale Abwasseranlagen liegt bundesweit bei rund 95 % (vgl. *Kap. 1.3.1.3 Dezentrale (Individuelle) Systeme*).

Kommunale Kläranlagen reduzieren heute die im Abwasser enthaltenen organischen Stoffe (Kohlenstoff) und damit den Sauerstoffbedarf. Die Phosphorfracht im Abwasser wird zu 95 % und die Stickstofffracht zu über 90 % abgebaut. Dagegen sind die Abbauraten für Keime und Mikroverunreinigungen in konventionellen Kläranlagen eher gering.

Bei kleinen Kläranlagen (Anschlussgröße bis 5.000 E) wird in der Regel lediglich ein Kohlenstoffabbau gefordert.

1.3 Stand der Entwicklung

1.3.1 Konventionelle Entsorgungssysteme

1.3.1.1 Definition zentrale/dezentrale Systeme

Zentrale Systeme

In der Wasserversorgung wird unter zentraler Versorgung ein System verstanden, bei der Trinkwasser durch ein Rohrnetz einem größeren Verbraucherkreis zugeführt wird. Unter zentraler Abwasserentsorgung wird analog ein System bezeichnet, in dem über ein Kanalnetz das Abwasser eines größeren Verbraucherkreises in eine zentrale Behandlung geleitet wird. Durch Differenzierung der zentralen Behandlungsanlage in kleine Kläranlagen und große Kläranlagen ergibt sich eine entsprechende Unterscheidung in kleine zentrale Systeme und große zentrale Systeme.

Die gleiche Definition trifft auch auf die zentrale Regenwasserbewirtschaftung zu, wo Regenwasser über ein Entwässerungsnetz abgeleitet, gespeichert und entlastet bzw. gereinigt wird. Als zentrale Versickerungsanlage wird in diesem Zusammenhang eine Anlage bezeichnet, die der Versickerung der auf mehreren Grundstücken anfallenden Niederschlagsabflüsse dient.

Dezentrale Systeme

Das Konzept einer dezentralen Abwasserreinigung basiert auf dem Grundgedanken, das anfallende Abwasser am Entstehungsort zu reinigen (Kleinkläranlage, KKA). Dies ist vor allem dann sinnvoll, wenn die Zuführung des Abwassers zu einer zentralen großen oder kleinen Kläranlage mittels Kanalnetz, Druckleitung, Pumpwerken etc. unwirtschaftlich im Vergleich zum Bau von dezentralen Abwasserreinigungsanlagen wird.

In der Regenwasserbewirtschaftung sind dezentrale Maßnahmen zum Beispiel die Errichtung von Anlagen zur Versickerung des auf einem Grundstück anfallenden Niederschlags auf diesem Grundstück.

Neben der zentralen oder dezentralen Systemlösung gibt es eine Reihe von Kombinationsmöglichkeiten der beiden Systeme (s.u. *Modifizierte Systeme*).

Modifizierte Systeme

Die Systematik von Entwässerungssystemen wurde um die Begriffe modifiziertes Trennsystem/modifiziertes Mischsystem erweitert. Nicht behandlungsbedürftiges Regenwasser wird bei diesen Systemen unmittelbar am Entstehungsort (dezentral) oder nach Ableitung verrieselt, versickert oder eingeleitet. Es handelt sich um eine dezentrale Konzeption, wobei die Netzstruktur des Systems mit gemeinsamer Ableitung zentrale Merkmale aufweist. Ziel ist die Regenabflussmenge zu verringern oder zeitlich zu dämpfen und zu strecken.

Ein anderer kombinierter Ansatz ist in der gemeinsamen Behandlung von Kleinkläranlagen-Überläufen zu finden. Kleinkläranlagen, die nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen und an eine gemeinsame Ablaufleitung (Teilortskanalisation, TOK) angeschlossen sind, werden nicht erweitert, stattdessen erfolgt eine abschließende Behandlung in einer nachgeschalteten, zentralen Kläranlage. Ein Pilotvorhaben ist in Wüstheutrode (Thüringen) umgesetzt. Die vorhandenen alten Mischwasserkanäle sind aufgrund ihres Bauzustandes für eine Direktableitung von feststoffhaltigem Abwasser nicht geeignet. Ein Feststoffrückhalt in den Grundstückskleinkläranlagen ist daher bis zum Zeitpunkt der Kanalerneuerung erforderlich, der Feststoffrückhalt erfolgt also dezentral. Für 520 Einwohner behandelt anschließend eine zentrale Anlage, bestehend aus Scheibentauchkörpern und Teichen, die Überläufe aus diesen Kleinkläranlagen mit gutem Erfolg [Kaufhold, 2004], [Heinemann und Kaufhold, 2007].

1.3.1.2 Zentrale Systeme

Das im 19. Jahrhundert entwickelte Konzept aus Wassertoilette, Schwemmkanal, Kläranlage wurde bis heute kontinuierlich in sich verbessert: Mischwasserbehandlung – Nährstoffelimination – sehr weitgehende biolo-

gische und physikalisch/chemische Reinigung. Der Klärschlamm wird auch heute noch zu einem großen Teil landwirtschaftlich verwertet. Ein Teil der Nährstoffe gelangt somit zurück in den Kreislauf. Da gleichzeitig auch Schadstoffe mit in den Boden eingetragen werden, ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung jedoch nicht unumstritten.

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie [EU-WRRL, 2000] werden die Zielsetzungen Hygiene – Überflutungsschutz – Gewässerschutz (guter chemischer Zustand) um die Forderung nach einem guten biologischen Zustand der Gewässer erweitert.

Integrale Siedlungsentwässerung

Im Arbeitsblatt A 100 der DWA [DWA, 2006b] sind Leitlinien einer integralen Siedlungsentwässerung formuliert. Übergeordnete Zielsetzung der integralen Siedlungsentwässerung ist, die Veränderungen des Wasserhaushaltes in mengenmäßiger und stofflicher Hinsicht so gering wie möglich zu halten. In Verbindung mit den rechtlichen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen und dem Gebot der Nachhaltigkeit bedarf es einer Neuausrichtung der Ziele der Siedlungsentwässerung in Bezug auf die in *Abb. 1.7.* dargestellten Schutzgüter und Schutzziele.

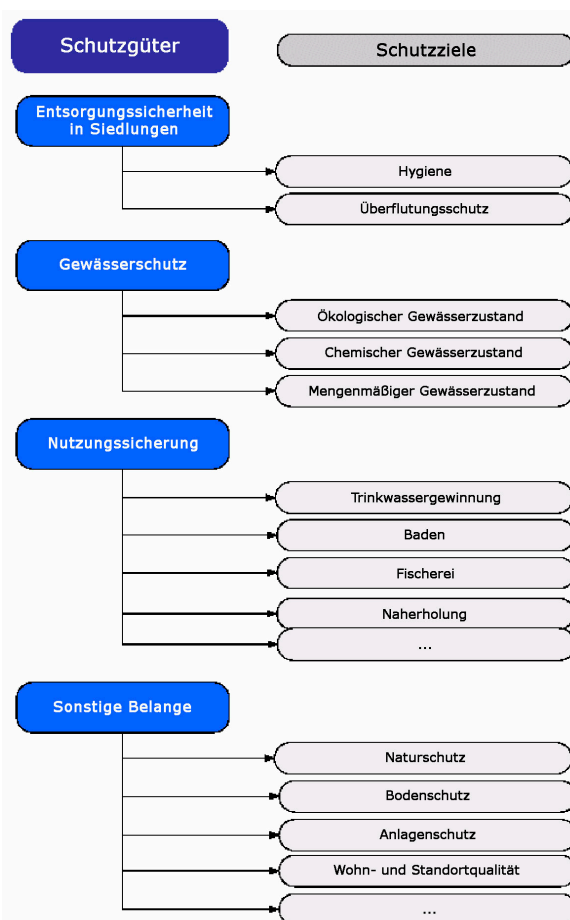


Abb. 1.7: Schutzgüter und Ziele der integralen Siedlungsentwässerung [DWA, 2006b]

Diese Zielvorgabe erfordert eine ganzheitliche Betrachtung der Planung, des Baus, des Betriebs, des Unter-

halts und der Sanierung von Entwässerungssystemen im Zuge der integralen Entwässerungsplanung. Dabei werden auch die Schnittstellen zur Abwasserbehandlung in Kläranlagen und zu den aufnehmenden Gewässern sowie die Verknüpfungen mit den übrigen Komponenten der Wasserwirtschaft zu berücksichtigen sein.

War früher die für den Menschen schadlose Ableitung der Siedlungsabflüsse und deren Behandlung zur Vermeidung von Seuchen und Epidemien vorrangiges Ziel der Siedlungsentwässerung, so erfährt dies heute eine Ergänzung hinsichtlich der ökologischen Gewässerbelange und spezifischer Schadstoffe, in besonderen Fällen aber auch hinsichtlich der Hygiene (Trinkwassergewinnung, Badegewässer), dem Schutz des Grundwassers, der Sicherung anthropogener Nutzungen und weiterer Belange (z.B. Artenschutz).

Diese unterschiedlichen, teilweise konkurrierenden Schutzziele erfordern nicht zuletzt aus wirtschaftlichen Gründen eine integrale Bewirtschaftung der Teilsysteme Siedlungsgebiet, Entwässerungssystem (öffentlich und privat), Kläranlage und Gewässer innerhalb der Siedlungsentwässerung.

1.3.1.3 Dezentrale (Individuelle) Systeme

Der bundesweite Anschlussgrad von rund 95 % berücksichtigt alle Großstädte und Ballungsgebiete, in denen naturgemäß ein überproportional hoher Anteil der Einwohner an Abwasseranlagen angeschlossen ist. So sind beispielsweise in der Hansestadt Bremen 99,8 % der Bevölkerung an eine zentrale Kanalisation angeschlossen. Das bedeutet im Umkehrschluss für den ländlichen Raum, dass dort der Anschlussgrad deutlich unter dem Durchschnitt liegen muss. In den Flächenländern dürfte er regional zwischen 70 und 80 % schwanken. In Thüringen waren mit Stand 2010 rund 70 % der gesamten Bevölkerung zentral an Kläranlagen angeschlossen.

Infolge der demografischen Entwicklung und hoher spezifischer Kosten im ländlichen Raum ist davon auszugehen, dass immer ein Teil der Einwohner dauerhaft über dezentrale Systeme ihr Abwasser entsorgen wird. Langfristig kann von rund 10 Mio. Kleinkläranlagen in der EU ausgegangen werden [Dorgeloh, 2006].

Die EU-Kommunalabwasserrichtlinie [EU, 1991] fordert in Artikel 3, dass bis zum 31. Dezember 2005 alle „Gemeinden“ der Mitgliedstaaten ab 2.000 EW mit ei-

ner Kanalisation auszustatten sind. Dabei umfasst eine Gemeinde ein Gebiet, in welchem Besiedlung und/oder wirtschaftliche Aktivitäten ausreichend konzentriert sind für eine Sammlung von kommunalem Abwasser in einem Leitungssystem und einer Weiterleitung zu einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage. Der Begriff „Gemeinde“ ist also nicht im Sinne einer „politischen Gemeinde“ zu verstehen.

Ist die Einrichtung einer Kanalisation nicht gerechtfertigt, weil sie entweder keinen Nutzen für die Umwelt mit sich bringen würde oder mit übermäßigen Kosten verbunden wäre, so sind individuelle Systeme oder andere geeignete Maßnahmen erforderlich, die das gleiche Umweltschutzniveau gewährleisten.

Die rechtliche Grundlage der Abwasserbeseitigung bildet in der Bundesrepublik Deutschland das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) des Bundes. Seit Inkrafttreten der ersten Stufe der Förderalismusreform hat der Bund die Gesetzgebungszuständigkeit.

Nach dem WHG ist Abwasser so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Dem Wohl der Allgemeinheit kann auch die Beseitigung von häuslichem Abwasser durch dezentrale Anlagen entsprechen (§ 55 (1) WHG). Unter dezentralen Anlagen werden in der Bundesrepublik Deutschland Kleinkläranlagen (KKA) verstanden, denen maximal acht Kubikmeter Abwasser pro Tag zugeführt werden. Bei einem anzusetzenden Wasserverbrauch von 150 Liter pro Tag können damit bis zu 50 Personen an eine entsprechend bemessene Kleinkläranlage angeschlossen werden.

Im August 2002 ist die Abwasserverordnung novelliert worden [AbwV, 2004]. Seitdem gelten auch für Kleinkläranlagen die gleichen Mindestanforderungen, die von kommunalen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße bis zu 1.000 Einwohnern einzuhalten sind. Technisch können diese Anforderungen von allen zeitgemäßen Kleinkläranlagen problemlos eingehalten werden, sofern die erforderlichen Eigenkontrollen durch den Betreiber vorgenommen werden und eine regelmäßige Wartung, Instandhaltung und Überwachung durch Fachkräfte erfolgt. In *Abb. 1.8* ist eine Kleinkläranlage dargestellt. Kleinkläranlagen bestehen heute mindestens aus einer mechanischen und einer biologischen Reinigungsstufe.

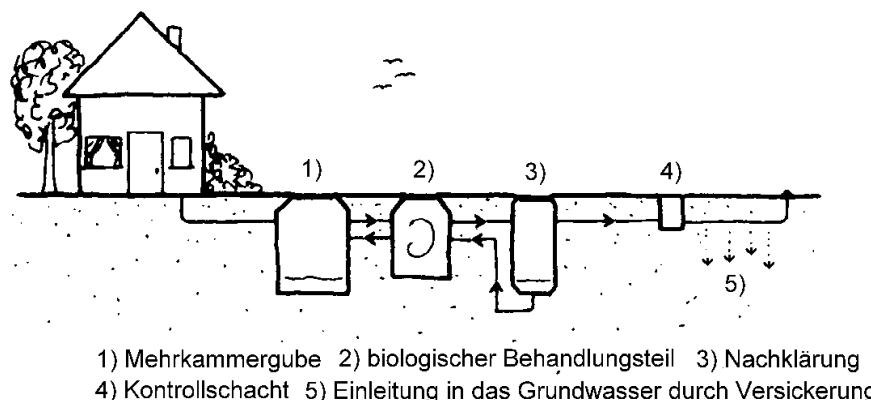


Abb. 1.8: Prinzipskizze einer Kleinkläranlage [Finke, 2001]

Die Verfahrenstechniken entwickeln sich hin zu Anlagen zur Stickstoff- und/oder Phosphorelimination sowie zur Entkeimung.

1.3.2 Neuartige Entsorgungssysteme

Über die traditionellen Zielsetzungen Hygiene, Überflutungsschutz und Gewässerschutz hinaus entwickeln sich heute Ideen und Verfahren für eine nachhaltige, Ressourcen schonende Entsorgungstechnik [Larsen und Gujer, 1999], [Larsen und Gujer, 2000]. Neuartige Sanitärsysteme (NASS, engl. ecosan – ecological sanitation) zielen auf eine Abwassernutzung und die Schließung von Stoffkreisläufen ab.

Die Ansätze basieren auf einer Trennung der Teilströme des häuslichen Abwassers. Das sind – eine separate Ableitung und evt. Speicherung und Behandlung von Regenwasser vorausgesetzt – Grauwasser, Braunwasser, Gelbwasser und Schwarzwasser. Hinter den Farben verbergen sich folgende Definitionen:

Schwarzwasser:	Fäzes und Urin (Fäkalien) mit Spülwasser
Gelbwasser:	Urin mit oder ohne Spülwasser
Braunwasser:	Fäzes mit Spülwasser (kein Urin)
Grauwasser:	Sonstiges häusliches Abwasser ohne Fäkalien.

Das Getrennthalten und die separate Speicherung, Ableitung, Behandlung und Nutzung hat viele Vorteile. So kann ohne Urin die Nährstoffelimination auf den Kläranlagen entfallen, da der große Teil der Nährstoffe im Urin enthalten ist (s. *Kap. 7.2.2 Qualität und Quantität der Teilströme*). Nährstoffrecycling in die Landwirtschaft wird einfacher (N, P, K, S). Emissionen von Pharmaka und Hormonen aus dem menschlichen Stoffwechsel in die Gewässer können drastisch reduziert werden.

Ohne Fäzes wird die Fracht an organischen Stoffen um ca. ein Drittel bis die Hälfte verringert. Hygienische Probleme bei der Abwassereinleitung werden deutlich reduziert. Recycling von Phosphor (ein endlicher Rohstoff), die Nutzung der organischen Stoffe zur Bodenverbesserung oder zur Gewinnung von Methan werden erleichtert.

Auch bei den neuen Sanitärsystemen werden die Optionen zentrale oder dezentrale Lösungen je nach Ziel und Umstand sinnvoll sein [Londong, 2006].

Weitere Literatur zu Kapitel 1: [Gujer, 1999], [Jedlitschka, 1997].

2 Rechtsgrundlagen und Regelwerke

2.1 Vorbemerkung

Für die wasserrechtlichen Bestimmungen in der Bundesrepublik Deutschland sind drei Rechtsebenen zu unterscheiden:

- übernationales Recht, hier das EU-Recht,
- das Bundesrecht,
- das Landesrecht.

EU-Rechtsakte werden durch Verordnungen und Richtlinien eingeführt. Die Verordnungen haben im Verhältnis zum nationalen Recht grundsätzlich Vorrang, sind in allen Teilen verbindlich und gelten unmittelbar in jedem Mitgliedsstaat. Die Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft sind hinsichtlich ihres Zieles für die Mitgliedsstaaten verbindlich. EU-Richtlinien sind in nationales Recht umzusetzen. In der Bundesrepublik geschieht dies im Wasserrecht auf Bundesebene.

Die EU-Kommission hat die Möglichkeit, den Vollzug der Richtlinien zu überwachen.

Des Weiteren wird auf die Landeswassergesetze der 16 Länder, Landesbauverordnungen und Gemeindeverordnungen verwiesen, welche über www.rechtliches.de einzusehen sind.

Technische Regeln zu Bemessung, Bau und Betrieb finden sich in den europäischen und nationalen Normen sowie in den Regelwerken der fachtechnischen Vereinigungen. Darin wird der jeweilige Stand über geeignete Verfahren, Maßnahmen, Konstruktionen und Betriebsweisen zur Erfüllung der rechtlichen Aufgaben dokumentiert. Relevante Normen für die Abwasserbehandlung und Abwasserableitung sind

- DIN-Normen, europäische EN-Normen,
- das DWA-Regelwerk mit Arbeits- und Merkblättern.

2.2 Europäisches Recht

EU-Wasserrahmenrichtlinie

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie [EU-WRRL, 2000] soll ein einheitliches europäisches Wasserrecht geschaffen werden. Die Richtlinie geht von einem integrierten Gewässerschutz sowohl für Oberflächengewässer als auch für Grundwasser aus. Ziel ist die Sicherung bzw. Erreichung eines guten Zustandes aller Gewässer (Grundwasser und Oberflächengewässer einschließlich Ästuare und Küstengewässer) bis zum Jahr 2015.

Artikel 10 der WRRL fordert die Begrenzung der Gewässerbelastung aus diffusen Quellen und aus Punktquellen nach einem kombinierten Ansatz aus Emissions- und Immissionsanforderungen. Hieraus können sich höhere immissionsorientierte Anforderungen für die Abwassereinleitung in Gewässer als die Mindestanforderungen durch Emissionsgrenzwerte ergeben.

Der Vollzug der Richtlinie von der Zustandserfassung der Gewässer bis zum Umsetzen von Maßnahmenprogrammen obliegt den Wasserbehörden der Länder.

EU-Kommunalabwasser-Richtlinie

Emissionsanforderungen sind in der EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalen Abwässern formuliert (91/271/EWG [EU, 1991]). Hier wird auch auf die Möglichkeit einer dezentralen Abwasserentsorgung hingewiesen.

Artikel 3: Die Mitgliedstaaten tragen dafür Sorge, dass alle Gemeinden bis zu folgenden Zeitpunkten mit einer Kanalisation ausgestattet werden:

... bis zum 31. Dezember 2005 in Gemeinden ab 2.000 EW.

... Ist die Einrichtung einer Kanalisation nicht gerechtfertigt, weil sie entweder keinen Nutzen für die Umwelt mit sich bringen würde oder mit übermäßigen Kosten verbunden wäre, so sind individuelle Systeme oder andere geeignete Maßnahmen erforderlich, die das gleiche Umweltschutzniveau gewährleisten.

Mindestanforderungen nach Anhang 1, Tabelle 1, gelten ab dem 31.12.2005 für in Kanalisationen eingeleitetes kommunales Abwasser in Gemeinden ab 2.000 EW, welche in Binnengewässer und Ästuare einleiten.

Tab. 2.1: Überwachungswerte für Kläranlagen nach Tab. 1 der EU-Kommunalabwasser-Richtlinie

Parameter	Konzentration	Prozentuale Mindestverringering
BSB ₅ bei 20 °C ohne Nitrifikation	25 mg/l O ₂	70–90
CSB	125 mg/l O ₂	75
Suspendierte Schwebstoffe: insgesamt	35 mg/l (mehr als 10.000 EW)	90
	60 mg/l (2.000 bis 10.000 EW)	70

Artikel 7: Für in Kanalisationen eingeleitetes kommunales Abwasser aus Gemeinden mit weniger als 2.000 EW ist vor dem Einleiten in Gewässer eine geeignete Behandlung durchzuführen. Eine „Geeignete Behandlung“ von kommunalem Abwasser stellt durch ein Verfahren und/oder Entsorgungssystem sicher, dass die aufnehmenden Gewässer den maßgeblichen Qualitätszielen sowie den Bestimmungen dieser und jeder anderen einschlägigen Richtlinie der Gemeinschaft entsprechen.

EU-Badegewässer-Richtlinie

Immissionsorientierte Anforderungen an die Hygiene des eingeleiteten Abwassers können sich aus den Bestimmungen über die Qualität von Badegewässern und deren Bewirtschaftung ergeben (2006/7/EG [EG, 2006]). Die Richtlinie gilt für jeden Abschnitt eines Oberflächengewässers, bei dem die zuständige Behörde mit einer großen Zahl von Badenden rechnet und für den sie kein dauerhaftes Badeverbot erlassen hat oder nicht auf Dauer – von mindestens einer ganzen Badesaison – vom Baden abrät.

Tab. 2.2: Mikrobiologische Parameter nach Anhang I der EU-Badegewässer-Richtlinie

Binnengewässer					
	A	B	C	D	E
	Parameter	Ausgezeichnete Qualität	Gute Qualität	Ausreichende Qualität	Referenzanalysemethoden
1	Intestinale Enterokokken (cfu/100 ml)	200 *	400 *	330 **	ISO 7899-1 oder ISO 7899-2
2	Escherichia coli (cfu/100 ml)	500 *	1.000 *	900 **	ISO 9308-3 oder ISO 9308-1

*) Auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung. Siehe Anhang II.

***) Auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Bewertung. Siehe Anhang II.

Küstengewässer und Übergangsgewässer					
	A	B	C	D	E
	Parameter	Ausgezeichnete Qualität	Gute Qualität	Ausreichende Qualität	Referenzanalysemethoden
1	Intestinale Enterokokken (cfu/100 ml)	100 *	200 *	185 **	ISO 7899-1 oder ISO 7899-2
2	Escherichia coli (cfu/100 ml)	250 *	500 *	500 **	ISO 9308-3 oder ISO 9308-1

*) Auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung. Siehe Anhang II.

***) Auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Bewertung. Siehe Anhang II.

Die bisherige „Badegewässer-Richtlinie“ (76/160/EWG [EG, 1975]) wird mit Wirkung vom 31. Dezember 2014 aufgehoben (Artikel 17, Abs. 1), vorbehaltlich des Absatzes 2, bei dem die Ersetzung eintritt, sobald ein Mitgliedstaat alle erforderlichen Rechts- und Verwaltungsvorschriften sowie praktische Maßnahmen zur Erfüllung der neuen Richtlinie umgesetzt hat.

2.3 Bundesrecht

2.3.1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)

Auf der Grundlage der Befugnis zur Rahmengesetzgebung für den Wasserhaushalt nach dem alten Artikel 75 GG ist mit dem Wasserhaushaltsgesetz von 1957 ein bundeseinheitlicher rechtlicher Rahmen auf dem Gebiet der Wasserwirtschaft geschaffen worden. Diesen rechtlichen Rahmen hat der Bundesgesetzgeber kontinuierlich ausgebaut und verfeinert [WHG, 2002]. Im Zusammenhang mit der Neuordnung der Gesetzgebungskompetenzen durch die Föderalismusreform von 2006 sind auch die Zuständigkeiten für die Gebiete des Umweltrechts einschließlich des Wasserrechts grundlegend umgestaltet worden. Die am 1. September 2006 in Kraft getretene neue Kompetenzordnung lässt nunmehr umfassende Regelungen des Bundes zum Wasserhaushalt zu. Mit Anpassungen zum Wasserhaushaltsgesetz werden die EU-Richtlinien in das deutsche Wasserrecht übernommen.

Das neue Wasserhaushaltsgesetz, gültig ab 01.03.2010, ist in 6 Kapitel mit Abschnitten gegliedert [WHG, 2009]. Kapitel 1 enthält allgemeine Bestimmungen.

Kapitel 2 macht Aussagen zur Bewirtschaftung von Gewässern, wobei in Kapitel 2, Abschnitt 1 gemeinsame Bestimmungen wie der § 8 zu Erlaubnis und Bewilligung enthalten sind. In Kapitel 3 „Besondere wasserwirtschaftliche Bestimmungen“ sind unter Abschnitt 2 die Bestimmungen zur Abwasserbeseitigung zu finden.

Kapitel 1 – § 1 Zweck

Zweck dieses Gesetzes ist es, durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen.

Kapitel 1 – § 2 Anwendungsbereich

(1) Dieses Gesetz gilt für folgende Gewässer:

1. oberirdische Gewässer,
2. Küstengewässer,
3. Grundwasser.

Es gilt auch für Teile dieser Gewässer.

Kapitel 2, Abschnitt 1 „Gemeinsame Bestimmungen“ – § 6 Allgemeine Grundsätze der Gewässerbewirtschaftung

(1) Die Gewässer sind nachhaltig zu bewirtschaften, insbesondere mit dem Ziel,

1. ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu erhalten und zu verbessern, insbesondere durch Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften,

2. Beeinträchtigungen auch im Hinblick auf den Wasserhaushalt der direkt von den Gewässern abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete zu vermeiden und unvermeidbare, nicht nur geringfügige Beeinträchtigungen so weit wie möglich auszugleichen,
3. sie zum Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch im Interesse Einzelner zu nutzen,
4. bestehende oder künftige Nutzungsmöglichkeiten insbesondere für die öffentliche Wasserversorgung zu erhalten oder zu schaffen,
5. möglichen Folgen des Klimawandels vorzubeugen,
6. an oberirdischen Gewässern so weit wie möglich natürliche und schadlose Abflussverhältnisse zu gewährleisten und insbesondere durch Rückhaltung des Wassers in der Fläche der Entstehung von nachteiligen Hochwasserfolgen vorzubeugen,
7. zum Schutz der Meeresumwelt beizutragen.

Die nachhaltige Gewässerbewirtschaftung hat ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu gewährleisten; dabei sind mögliche Verlagerungen nachteiliger Auswirkungen von einem Schutzgut auf ein anderes (z.B. vom Wasser in den Boden) sowie die Erfordernisse des Klimaschutzes zu berücksichtigen.

Kapitel 2, Abschnitt 1 „Gemeinsame Bestimmungen“ – § 8 Erlaubnis, Bewilligung

(1) Die Benutzung eines Gewässers bedarf der Erlaubnis oder der Bewilligung, soweit nicht durch dieses Gesetz oder auf Grund dieses Gesetzes erlassener Vorschriften etwas anderes bestimmt ist.

Das Einleiten von Abwasser in Gewässer wird neben anderen als Benutzung definiert (§ 9). Solche Benutzungen bedürfen der behördlichen Erlaubnis (§ 8), welche mit Auflagen und Bedingungen versehen werden können (§ 13).

Die Grundsätze der geordneten Abwasserentsorgung sind in Kapitel 3, Abschnitt 2, festgelegt. Die Abwasserbeseitigung umfasst das Sammeln, Fortleiten, Behandeln, Einleiten, Versickern, Verregnen und Verrieseln von Abwasser sowie das Entwässern von Klärschlamm in Zusammenhang mit der Abwasserbeseitigung. Zur Abwasserbeseitigung gehört auch die Beseitigung des in Kleinkläranlagen anfallenden Schlamms (§ 54 WHG).

Kapitel 3, Abschnitt 2 „Abwasserbeseitigung“ – § 55 Grundsätze der Abwasserbeseitigung

(1) Abwasser ist so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Dem Wohl der Allgemeinheit kann auch die Beseitigung von häuslichem Abwasser durch dezentrale Anlagen entsprechen.

(2) Niederschlagswasser soll ortsnahe versickert, verrieselt oder direkt oder über eine Kanalisation ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer eingeleitet werden, soweit dem weder wasserrechtliche noch sonstige öffentlich-rechtliche Vorschriften noch wasserwirtschaftliche Belange entgegenstehen.

(3) Flüssige Stoffe, die kein Abwasser sind, können mit Abwasser beseitigt werden, wenn eine solche Ent-

sorgung der Stoffe umweltverträglicher ist als eine Entsorgung als Abfall und wasserwirtschaftliche Belange nicht entgegenstehen.

Kapitel 3, Abschnitt 2 „Abwasserbeseitigung“ – § 57 Einleiten von Abwasser in Gewässer

(1) Eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) darf nur erteilt werden, wenn

1. die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist,
2. die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist und
3. Abwasseranlagen oder sonstige Einrichtungen errichtet und betrieben werden, die erforderlich sind, um die Einhaltung der Anforderungen nach den Nummern 1 und 2 sicherzustellen.

Eine Einleitungserlaubnis darf also nur erteilt werden, wenn die Schadstofffracht des einzuleitenden Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist (§ 57 WHG). Die Anforderungen, die dem Stand der Technik entsprechen, sind in Anlage 1 des WHG „Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik“ und in der Abwasserverordnung des Bundes (AbwV) festgelegt (s.u.) [AbwV, 2004]. Nach § 60 WHG sind die Abwasseranlagen so zu errichten, zu betreiben und zu unterhalten, dass die Anforderungen an die Abwasserbeseitigung eingehalten werden. Im Übrigen dürfen Abwasseranlagen nur nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik errichtet, betrieben und unterhalten werden.

Welche Körperschaft des öffentlichen Rechts zur Abwasserbeseitigung verpflichtet ist, wird in den Wasser-gesetzen der Bundesländer festgelegt (§ 56 WHG). In der Regel sind dies die Gemeinden. Sie können die Abwasserbeseitigungspflicht allerdings unter bestimmten Voraussetzungen auf einen Dritten ganz oder teilweise befristet und widerruflich übertragen.

In § 61 WHG werden diejenigen, die Abwasser in ein Gewässer oder in eine Abwasseranlage (Indirekteinleiter) einleiten, dazu verpflichtet, das Abwasser durch fachkundiges Personal zu untersuchen oder durch eine geeignete Stelle untersuchen zu lassen (Selbstüberwachung).

2.3.2 Abwasserverordnung (AbwV)

Die Mindestanforderungen an die Reinigung kommunaler Abwässer werden in der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung, AbwV [AbwV, 2004]) präzisiert. Es werden allgemeine Anforderungen (§ 3) an alle Einleitungen gestellt:

1. die Anforderungen dürfen nicht erreicht werden, indem Umweltbelastungen in andere Umweltmedien wie den Boden verlagert werden und
2. die Anforderungen dürfen nicht durch Verdünnung erreicht werden.

Da durch Produktion und Nutzung unterschiedliches Abwasser auf verschiedenste Weise entsteht, kann es nur mit unterschiedlichen Verfahren und Mitteln gereinigt werden. Der Abwasserverordnung sind daher Anhänge für die jeweiligen Herkunftsbereiche des Abwassers angefügt, in denen die Anforderungen an das jeweilig gereinigte Abwasser festgesetzt werden. Dabei ist berücksichtigt, dass die Schadstofffracht des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist. Der hier relevante Herkunftsbereich ist der Anhang 1, häusliches und kommunales Abwasser. Der Anhang gilt für Abwasser, das im Wesentlichen aus Haushaltungen oder ähnlichen Einrichtungen wie Gaststätten usw. stammt. Die Anforderungen an das Abwasser für die Einleitstelle in das Gewässer richten sich nach Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen.

Größenklassen

Die Zuordnung erfolgt nach den Bemessungswerten der Abwasserbehandlungsanlage, wobei die BSB₅-Fracht des unbehandelten Schmutzwassers zugrunde gelegt wird:

- *Größenklasse 1*: beinhaltet Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Fracht kleiner als 60 kg BSB₅/d, was 1.000 Einwohnerwerten (EW) entspricht und
- *Größenklasse 2*: beinhaltet Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Fracht von 60 bis 300 kg BSB₅/d, was 1.000 bis 5.000 Einwohnerwerten (EW) entspricht.

In diesen beiden Größenklassen werden Anforderungen an den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) und den Biochemischen Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB₅) festgeschrieben:

Tab. 2.3: Größenklassen von Abwasserbehandlungsanlagen

Größenklasse	angeschlossene EW	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]
1	bis 1.000	150	40
2	1.000 bis 5.000	110	25

Größere Kläranlagen (Größenklassen 3 bis 5) haben neben geringeren CSB- und BSB₅-Konzentrationen zusätzlich Anforderungen an Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen einzuhalten.

Die Erlaubnis erteilende Behörde kann in der Erlaubnis auch schärfere Werte fordern, wenn dies aus Gewässerschutzgründen erforderlich ist (Immissionsbetrachtung).

Die Anforderungen gelten als eingehalten, wenn die Ergebnisse der staatlichen Überprüfungen in vier von fünf Fällen den Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 Prozent übersteigt. Überprüfungen, die länger als drei Jahre zurückliegen, bleiben unberücksichtigt (§ 6). Die Probenahme kann als qualifizierte Stichprobe (entspricht Mischprobe aus 5 Stichproben, die in einem Zeitraum von höchstens 2 Stunden im Abstand von nicht weniger als 2 Minuten

entnommen werden) oder als 2-Stunden-Mischprobe erfolgen.

Kleineinleitungen

Kleineinleitungen, das sind Einleitungen mit weniger als 8 m³ Schmutzwasser je Tag, sind in die Abwasserverordnung einbezogen (Größenklasse 1). Es gilt ohne weitere behördliche Beprobung eine vereinfachende Einhaltefiktion. Die Anforderungen gelten bei Kleineinleitungen als eingehalten, wenn eine durch allgemeine bauaufsichtliche Zulassung, europäische technische Zulassung nach den Vorschriften des Bauproduktengesetzes oder eine nach Landesrecht zugelassene Abwasserbehandlungsanlage eingebaut und betrieben wird. In der Zulassung müssen auch die für eine ordnungsgemäße Funktionsweise erforderlichen Anforderungen an den Einbau, den Betrieb und die Wartung der Anlage festgelegt sein.

2.3.3 Abwasserabgabengesetz (AbwAG)

Für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer wird eine Abwasserabgabe erhoben (§ 1). Die Höhe der Abgabe richtet sich nach der Zahl der Schadeinheiten, die durch die Schadstofffracht des Abwassers ermittelt wird. Die Schadstofffracht errechnet sich aus den Festlegungen des die Abwassereinleitung zulassenden behördlichen Erlaubnisbescheides (§ 4).

Abgabefrei sind Kleineinleitungen aus Haushaltungen (§ 9), wenn der Bau der Abwasserbehandlungsanlage mindestens den allgemein anerkannten Regeln der Technik entspricht und die ordnungsgemäße Schlamm-beseitigung sichergestellt ist (§ 8). [AbwAG, 2009]

2.3.4 Klärschlammverordnung (AbfKlärV)

Aufgrund des Abfallgesetzes wurde die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden 1992 neu geregelt [AbfKlärV, 2009]. In Kleinkläranlagen anfallender Schlamm ist Klärschlamm im Sinne der Klärschlammverordnung (§ 2(2)). Die Ausbringung ist an viele Faktoren wie einzuhaltende Grenzwerte des Schlammes und des Bodens, Mengenbeschränkungen usw. gebunden.

Für das Aufbringen von Klärschlamm aus Kleinkläranlagen eines landwirtschaftlichen Betriebes auf betriebs-eigene Ackerflächen sind vor dem erstmaligen Aufbringen die Gehalte an Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zinke sowie auf die Summe der organischen Halogenverbindungen als AOX, auf Gesamt- und Ammoniumstickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium sowie den Trockenrückstand, die organische Substanz, die basisch wirksamen Stoffe und den pH-Wert zu untersuchen. Die Ergebnisse sind den zuständigen Behörden und der landwirtschaftlichen Fachbehörde unverzüglich zuzuleiten (§ 3 Abs. 8).

Insgesamt tritt diese Praxis der Schlammverwertung aus eigenen Kleinkläranlagen landwirtschaftlicher Betrieb immer weiter in den Hintergrund. Denn die Gemeinden sind zur ordnungsgemäßen Schlammensorgung aller Kleinkläranlagen verpflichtet. Diese Pflicht lässt sich unter dem allgemeinen Verwaltungsgrundsatz der Gleichbehandlung tatsächlich nur erfüllen, wenn die Klärschlammensorgung aller Kleinkläranlagen im

Gemeindegebiet mit gleichen Mitteln und zu gleichen Kosten durchgeführt wird. In der Regel wird der aus Kleinkläranlagen entnommene Schlamm in kommunalen Kläranlagen mit geeigneter Größe mit behandelt. Die Beauftragung der Landwirte zur Entsorgung ihres eigenen Klärschlammes aus ihrer Kleinkläranlage unter Veranlagung der Gebühren ist unter diesen Gesichtspunkten wenig vermittelbar. Allerdings wird in einigen Gemeinden an der einmal eingeführten Praxis, dass Landwirte als beauftragte Dritte der Gemeinde ihren Klärschlamm auf betriebseigene Flächen ausbringen, weiter festgehalten.

2.3.5 Bauproduktengesetz (BauPG)

Ab dem 9. März 2011 sind für die Vermarktung von Bauprodukten in der EU-Verordnung Nr. 305/2011 harmonisierte Bedingungen festgelegt worden. Das Bundesgesetz zur Durchführung der EU-Bauproduktenverordnung [BauPG, 2012] löst die alte Fassung [BauPG, 1988] ab und ist ab 1.07.2013 gültig.

Die EU-Verordnung [EU, 2011] regelt das Inverkehrbringen von Bauprodukten oder ihre Bereitstellung auf dem Markt durch die Aufstellung harmonisierter Regeln über die Angabe der Leistung von Bauprodukten sowie über die Verwendung der CE-Kennzeichnung für diese Produkte. Bauprodukte sind nach Artikel 2:

jedes Produkt oder jeder Bausatz, das beziehungsweise der hergestellt und in Verkehr gebracht wird, um dauerhaft in Bauwerke oder Teile davon eingebaut zu werden, und dessen Leistung sich auf die Leistung des Bauwerks im Hinblick auf die Grundanforderungen an Bauwerke auswirkt.

Produktbereiche sind nach Anhang IV der EU-Verordnung bspw. Produkte aus vorgefertigtem Normal-, Leicht- oder Porenbeton, Sanitäreinrichtungen oder Produkte für die Abwasserentsorgung und -behandlung.

Bauprodukte für die eine Leistungserklärung erbracht wird, erhalten die CE-Kennzeichnung. Bauwerke müssen als Ganzes und in ihren Teilen für deren Verwendungszweck tauglich sein, wobei insbesondere der Gesundheit und der Sicherheit der während des gesamten Lebenszyklus der Bauwerke involvierten Personen Rechnung zu tragen ist. Sie müssen diese Grundanforderungen an Bauwerke bei normaler Instandhaltung über einen wirtschaftlich angemessenen Zeitraum erfüllen. Es muss unter anderen die Anforderungen der mechanischen Festigkeit und Standsicherheit, der Hygiene und Gesundheit sowie des Umweltschutzes erfüllen. Das Bauwerk, seine Baustoffe und Teile müssen nach dem Abriss wieder verwendet oder recycelt werden können. Ein Bauprodukt gilt als brauchbar, wenn es bekannt gemachten harmonisierten oder anerkannten Normen entspricht. Hierunter fallen beispielsweise die Behälter für Kleinkläranlagen.

Sind für Bauprodukte weder harmonisierte noch anerkannte Normen bekannt gemacht, ist eine Europäische Technische Bewertung vorzusehen. Diesen Nachweis müssen die modernen technischen Verfahren für die Abwasserreinigung in Kleinkläranlagen erbringen. In Deutschland ist die Technische Bewertungsstelle das Deutsche Institut für Bautechnik in Berlin (§1 BauPG).

2.4 Die Landeswassergesetze (LWG)

2.4.1 Abwasserbeseitigungspflicht

In allen Landeswassergesetzen ist die Abwasserbeseitigung Pflichtaufgabe der Gemeinden. Unter bestimmten Voraussetzungen kann sich die Gemeinde dieser Pflicht entziehen. Nämlich dann, wenn sie in Abwasserbeseitigungsplänen oder -konzepten oder in Satzungen festgelegt hat, welche Gemeindegebiete bis zu einem genannten Zeitpunkt oder auf Dauer nicht an die öffentliche Schmutzwasserkanalisation angeschlossen werden. In diesen Fällen wird die Pflicht zur Abwasserbeseitigung auf die Nutzungsberechtigten der betroffenen Grundstücke übertragen. Diese Übertragung gilt bis zum Anschluss an die Kanalisation. Die Formalitäten hierzu können von Bundesland zu Bundesland differieren. Im Ergebnis ist aber festzustellen, dass jede Gemeinde entsprechende Beschlüsse aufgestellt hat oder auf Einzelanfrage aufstellen muss. Ansonsten ist sie selbst abwasserbeseitigungspflichtig.

In allen Ländern bleibt die Schlammabeseitigung aus Kleinkläranlagen Aufgabe der Gemeinde. Dieser Aufgabe kann sie sich nicht entziehen. Sie kann sich zur Erfüllung dieser Aufgabe allerdings Dritter bedienen. In diesen Fällen wird ein Unternehmen mit der Abfuhr des gesammelten Schlammes aus den hierfür vorgesehenen Behältern oder Gruben beauftragt.

Beim Bau und Betrieb aller Abwasserbehandlungsanlagen sind die allgemein anerkannten Regeln der Technik anzuwenden. Inzwischen erfolgt keine öffentliche Bekanntmachung dieser Regeln in Ministerialblättern mehr. Vielmehr treten diese allgemein anerkannten Regeln der Technik (a.a.R.d.T.) mit der Veröffentlichung als DIN- und EN-Norm oder als technisches Merkmal oder Arbeitsblatt einer anerkannten technischen Organisation, z.B. der DWA, in Kraft. Einige Bundesländer veröffentlichen durch ihre zuständigen Ministerien oder Wasserwirtschaftsverwaltungen ergänzende Erlasse, Hinweisblätter, Merkhefte oder ähnliches.

In allen Landeswassergesetzen sind Abwasserbehandlungsanlagen mit einem Abwasserzufluss bis 8 m³ Abwasser pro Tag genehmigungsfrei. Als behördliches Verfahren bleibt ausschließlich die Erteilung der Erlaubnis zur Einleitung des gereinigten Abwassers in ein Gewässer. In diesem Antragsverfahren sind für den Bau der Kleinkläranlage die Einhaltung der allgemein anerkannten Regeln der Technik und für die Einleitung der Stand der Technik nach Wasserhaushaltsgesetz nachzuweisen. Im Zusammenhang mit den Voraussetzungen aus der Abwasserverordnung (siehe Kap. 2.3.2 *Abwasserverordnung (AbwV)*) ist der Nachweis durch den Einbau und Betrieb einer Kleinkläranlage mit allgemeiner bauaufsichtlicher Zulassung erbracht.

Werden Anforderungen an die Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen oder Normen und normsetzenden Arbeits- und Merkblätter anerkannter technischer Vereinigungen über den Bau und Betrieb solcher Anlagen geändert, müssen die Nutzungsberechtigten bzw. Betreiber von Abwasserbehandlungsanlagen diesen Änderungen folgen. Die Wasserbehörden haben diese Anpassungen im Rahmen ihrer anzuwendenden Verwaltungsgrundsätze der Verhältnismäßigkeit und

Gleichbehandlung zu verlangen. Der Vollzug solcher Maßnahmen ist von der organisatorischen und personellen Ausstattung der zuständigen Behörden abhängig.

2.4.2 Zuständigkeiten

In der gesamten Bundesrepublik sind die unteren Wasserbehörden für den Vollzug der Wassergesetze zuständig. Sie erteilen die Erlaubnisse zur Gewässerbenutzung und überwachen die einzuhaltenden Auflagen. Die unteren Wasserbehörden sind die kreisfreien Städte, Landkreise oder Landratsämter. Sie sind mit weitestgehenden Befugnissen zur Kontrolle der Einleitungen in Gewässer ausgestattet. Beispielsweise sei hier ein uneingeschränktes Betretungsrecht der Grundstücke, auf denen sich Abwasseranlagen und Einleitungsstellen befinden, genannt. Die Pflicht der Gemeinden zur ordnungsgemäßen Schlammbeseitigung aus den Kleinkläranlagen bleibt hiervon unberührt.

2.5 Kommunalrecht

Die Aufgaben einer Kommune werden in Aufgaben des übertragenen und des eigenen Wirkungskreises unterschieden. Der übertragene Wirkungskreis beinhaltet die Umsetzung bundes- und landesrechtlicher Gesetze und Verordnungen. Beispielsweise ist die Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis zur Einleitung von gereinigtem Abwasser in ein Gewässer und die Überwachung dieser Einleitung eine hoheitliche Aufgabe des übertragenen Wirkungskreises, die von der unteren Wasserbehörde wahrgenommen wird. Dagegen ist die Verlegung der Kanalisation und die Abwasserbehandlung in einer Kläranlage eine Aufgabe des eigenen Wirkungskreises. Die Gemeinde bestimmt (unter Berücksichtigung gesetzlicher und technischer Vorschriften) selbst, wie sie die Daseinsvorsorge der Abwasserbeseitigung lösen will. Rechtliches Handwerkzeug hierzu liefern die Gemeindeordnungen oder -verfassungen. Jedes Bundesland ermächtigt hierin seine Kommunen, Satzungen über ihre Aufgabenwahrnehmung zu beschließen. Der Anschluss- und Benutzungszwang an die öffentliche Trinkwasserversorgung oder den öffentlichen Schmutzwasserkanal ist in diesem Zusammenhang das bekannteste Instrument, das häufig einer zentralen Machtausübung gleichgesetzt wird. Zudem können in Satzungen die Beiträge und Gebühren für den Anschluss und die Benutzung der gemeindlichen Einrichtungen festgelegt werden. Die eingenommenen Gelder sind allerdings zweckentsprechend einzusetzen, müssen kalkulatorischen Bestimmungen genügen und dürfen keinesfalls für andere Dinge der Kommune Verwendung finden.

Jedes Bundesland ermöglicht seinen Gemeinden die Aufstellung von Satzungen, um die Aufgaben des eigenen Wirkungskreises auch umsetzen und finanzieren zu können.

Satzungen

Die Gemeinden können im eigenen Wirkungskreis durch Satzung insbesondere:

- a) die Benutzung ihres Eigentums und ihrer öffentlichen Einrichtungen regeln und Gebühren für die Benutzung festsetzen sowie

- b) für die Grundstücke ihres Gebiets den Anschluss an Wasserleitung, Kanalisation, Abfallentsorgung, Straßenreinigung, Fernwärmeversorgung und ähnliche dem öffentlichen Wohl dienende Einrichtungen (Anschlusszwang) und die Benutzung dieser Einrichtungen (Benutzungszwang) vorschreiben, wenn sie ein dringendes öffentliches Bedürfnis dafür feststellen. Die Satzung kann Ausnahmen vom Anschluss- oder Benutzungszwang zulassen; sie kann ihn auf bestimmte Teile des Gemeindegebiets und auf bestimmte Gruppen von Grundstücken oder Personen beschränken.

Selbstständige Städte nehmen sowohl Aufgaben des übertragenen Wirkungskreises als untere Wasserbehörden als auch die Aufgaben der Abwasserbeseitigung in ihrem Stadtgebiet, häufig als Tiefbauamt oder der Stadtentwässerung, wahr. Hieraus können sich Konflikte zwischen den Überwachenden (Wasserbehörde) und Ausführenden (Tiefbauamt) ergeben. Deshalb kann die Kenntnis dieser geteilten Aufgabenbereiche für Betroffene von Bedeutung sein und wird hier ausdrücklich erwähnt. Betreiber von Kleinkläranlagen fallen in die Zuständigkeit der Wasserbehörde; Bürger „am Kanal“ müssen ihre Belange mit dem Tiefbauamt bzw. der Stadtentwässerung klären.

2.6 Technische Regelwerke

Technische Regelwerke zur Abwasserbeseitigung werden vom Deutschen Institut für Normung – DIN und von der DWA herausgegeben. Mit ihrer Veröffentlichung werden sie zu allgemein anerkannten Regeln der Technik. Die formelle Veröffentlichung in Ministerialblättern erfolgt üblicherweise nicht mehr.

Ziel der europäischen Normung ist die Beseitigung von Handelshemmnissen im Bereich der europäischen Union [Langeland, 2002]. Die sogenannten harmonisierten Normen der EU müssen zwingend eingeführt werden und davon abweichende nationale Normen zurückgezogen werden. Dies gilt nicht für Regelwerke der technisch-wissenschaftlichen Vereinigungen, z.B. DWA und DVGW. Diese Regelwerke bleiben erhalten und können weiterhin angewandt werden [Imhoff und Imhoff, 2007].

2.6.1 Normen (DIN-EN)

Bei der Normung auf dem Gebiet der Abwassertechnik handelt es sich in der Regel um Produktnormen oder Maßnormen. Insbesondere bei fabrikmäßig hergestellten Bauteilen (Schächte, Abwasserkanalrohre, Kleinkläranlagen) werden die Produkte genormt, bei vor Ort erstellten Bauwerken (Kläranlagen) sind Maßnormen geschaffen worden [Imhoff und Imhoff, 2007]. Die Normen DIN-EN für Kläranlagen und Kleinkläranlagen enthalten keine Vorschriften für die Bemessung, hier können weiterhin die in den einzelnen Ländern Europas geltenden nationalen Regeln angewandt werden.

Im Folgenden sind einige Normen aufgelistet, des Weiteren wird auf die homepage des Normenausschusses Wasserwesen verwiesen, wo über www.naw.din.de eine

Zusammenstellung aller Normen auf dem Gebiet der Abwassertechnik einzusehen ist.

- DIN EN 476, Allgemeine Anforderungen an Bauteile für Abwässerleitungen und -kanäle,
- DIN EN 752, Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden,
- DIN EN 1091, Unterdruckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden,
- DIN EN 1671, Druckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden,
- DIN EN 12255, Kläranlagen,
- DIN EN 12566, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW.

2.6.2 DWA-Regelwerk

Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) hat in ihrem Regelwerk Arbeitsblätter, Hinweise und Merkblätter u.a. zu Entwässerungssystemen und zur kommunalen Abwasserbehandlung herausgegeben. Aus der Fülle des DWA-Regelwerkes werden hier zwei allgemeine, in Zusammenhang mit der Abwasserentsorgung stehende Regeln angegeben. Hinweise zu weiteren Arbeitsblättern und Bemessungsregeln werden in den entsprechenden folgenden Kapiteln gegeben (s. auch unter www.dwa.de).

- ATV-A 100, Dezember 2006, Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung [DWA, 2006b],
- ATV-A 200, Mai 1997, Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten. Das Arbeitsblatt beinhaltet Planungs- und Entscheidungshilfen [ATV, 1997b].

2.7 Regelungen für Kleinkläranlagen

2.7.1 Einbau

Voraussetzung für den Bau und Betrieb einer Kleinkläranlage ist, dass die Abwasserbeseitigungspflicht auf die Nutzungsberechtigten der Grundstücke übertragen wurde (§ 56 WHG).

In den meisten Bundesländern ist eine Übertragung der Abwasserbeseitigungspflicht auf den Bürger nur für Grundstücke außerhalb geschlossener Ortschaften möglich und zwar dann, wenn eine Übernahme des Abwassers durch die Gemeinde (und Zuleitung in eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage) wegen technischer Schwierigkeiten bzw. eines unverhältnismäßig hohen Aufwandes nicht möglich oder angezeigt ist und dem Wohl der Allgemeinheit durch die individuelle Abwasserbeseitigung nichts entgegensteht.

Eine Übertragung der Abwasserbeseitigungspflicht ist grundsätzlich nicht für die Abfuhr des in Kleinkläranlagen anfallenden Schlammes möglich. Hierfür bleibt weiterhin die Gemeinde bzw. die ansonsten abwasserbeseitigungspflichtige Körperschaft zuständig.

Der Bau einer Kleinkläranlage ist Aufgabe des Abwasserbeseitigungspflichtigen. Er hat sicherzustellen, dass neu zu bauende Anlagen aber auch Altanlagen den wasserrechtlichen Anforderungen genügen. Die Überwachungsbehörde hat Altanlagen zu überprüfen und bei Feststellung von Abweichungen entsprechende Anpass-

ungsmaßnahmen durchzusetzen. Bei Neuanlagen nimmt die Überwachungsbehörde im Rahmen der Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis ihre Verantwortung wahr, indem nur Anlagen, die den Anforderungen genügen, zugelassen werden.

Für Kleinkläranlagen, das betrifft Einleitungen mit weniger als 8 m³ Schmutzwasser je Tag (entspricht bei einem rechnerischen spezifischen Abwasseranfall von 150 l/(E·d) einem Anschluss von 50 Einwohnern), gilt die Abwasserverordnung und damit die Anforderungen für Kläranlagen der Größenklasse 1. Die Anforderungen gelten bei Kleineinleitungen als eingehalten, wenn eine durch allgemeine bauaufsichtliche Zulassung, europäische technische Zulassung nach den Vorschriften des Bauproduktengesetzes oder eine nach Landesrecht zugelassene Abwasserbehandlungsanlage eingebaut und betrieben wird. Die Verfahren müssen dem Stand der Technik entsprechen und damit mindestens aus einer mechanischen und einer biologischen Reinigungsstufe bestehen. Es werden technische und naturnahe Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung unterschieden.

Technische Kleinkläranlagen sind dem Baurecht unterstellt [Otto, 2000]. Die Landesbauordnungen der Länder unterscheiden serienmäßig hergestellte Bauprodukte in geregelte und nicht geregelte Produkte. Geregelte Bauprodukte entsprechen den allgemein anerkannten Regeln der Technik und bedürfen für Deutschland einem Verwendbarkeitsnachweis durch das Deutsche Institut für Normung (DIN) mit einem Übereinstimmungszeichen (Ü-Zeichen) sowie einer CE-Kennzeichnung für die Übereinstimmung mit der entsprechenden europäischen Norm. Zu solchen Produkten zählen Kleinkläranlagen ohne Abwasserbelüftung (Vorklärungen).

Folgende Normen gelten mit Stand 2012:

- DIN EN 12566-1, Mai 2004, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW, Teil 1: Werkmäßig hergestellte Faulgruben, eine harmonisierte Norm, die durch die DIN 4261-1 ergänzt wird,
- DIN 4261-1, Oktober 2010, Kleinkläranlagen, Teil 1: Anlagen zur Schmutzwasservorbehandlung. Die Versickerung von biologisch aerob behandeltem Schmutzwasser wird in DIN 4261 Teil 5 behandelt.

Bauaufsichtliche Zulassung

Serienmäßig hergestellte Anlagen mit Abwasserbelüftung hingegen zählen zu den nicht geregelten Bauprodukten und bedürfen einer allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassung durch das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt). Für die Zulassung ist die wasserrechtliche Eignung der Kleinkläranlage dabei ein Jahr lang unter praxisnahen Bedingungen auf einem Testfeld nachzuweisen. Es gelten die Normen:

- DIN EN 12566-3, Juli 2009, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW – Teil 3: Vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser.

Diese Europäische Norm legt Anforderungen an vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Behandlungsanlagen für häusliches Schmutzwasser für

bis etwa 50 Einwohnergleichwerte fest. Es werden Anforderungen gestellt an die Funktion, das Verfahren, die Kennzeichnung und die Qualitätssicherung. Vor Ort errichtete Behandlungsanlagen für häusliches Schmutzwasser sind nicht Gegenstand dieser Norm.

- DIN EN 12566-4, Januar 2008. Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW – Teil 4: Bausätze für vor Ort einzubauende Faulgruben.
Festgelegt werden Anforderungen an vor Ort eingebaute Faulgruben aus industriell vorgefertigten Bausätzen und den dazugehörigen Ausrüstungen, die für die Teilbehandlung von häuslichem Schmutzwasser für bis zu 50 Einwohnern (EW) verwendet werden. Es sind Festlegungen zu Rohrdurchmessern, Lastannahmen, Wasserdichtheit, Kennzeichnung und Qualitätssicherung enthalten.
- DIN EN 12566-6, Entwurf, November 2008. Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW – Teil 6: Vorgefertigte Anlagen für die weitergehende Behandlung des aus Faulgruben ablaufenden Abwassers.
Dieser Entwurf einer Europäischen Norm legt Anforderungen, Prüfverfahren, die Kennzeichnung und die Konformitätsbewertung für vorgefertigte und/oder aus Bausätzen vor Ort montierte Anlagen für die biologische Abwasserreinigung (zweiter Reinigungsteil) fest, die für die Behandlung des

aus Faulgruben, nach EN 12566-1 oder EN 12566-4, ablaufendem Abwasser verwendet werden.

- DIN EN 12566-7, Entwurf, August 2009. Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW – Teil 7: Im Werk vorgefertigte Einheiten für eine dritte Reinigungsstufe.

Dieser Entwurf einer Europäischen Norm beschreibt die Anforderungen an im Werk vorgefertigte Einheiten für einen dritten Reinigungsteil, die von solchen für ein einzelnes Haus bis zu solchen für bis zu 50 EW reichen.

Hat eine Kleinkläranlage eine bauaufsichtliche Zulassung bzw. ist sie mit Ü-Zeichen/CE-Kennzeichen versehen, ist für den Einbau keine Baugenehmigung erforderlich.

Die Beurteilungskriterien der wasserrechtlichen Eignung legt ein dem DIBt zugeordneter Sachverständigenausschuss „Klärtechnik“ fest. In den Zulassungsgrundsätzen werden Kleinkläranlagen in Reinigungsklassen für den Kohlenstoffabbau, mit zusätzlicher Nitrifikation, Nitrifikation und Denitrifikation, P-Elimination sowie zusätzlichen Hygieneanforderungen eingeteilt. Die entsprechenden Anforderungen sind der Tab. 2.4 zu entnehmen.

Tab. 2.4: Mindestanforderungen an den Ablauf von Kleinkläranlagen während der einjährigen Prüfung zur Erteilung der bauaufsichtlichen Zulassung (Zulassungsgrundsätze des DIBt, Stand 2012 [DIBt, 2012])

DIBt-Reinigungsklassen ()	Anforderungen (Ablauf)	
Nur Kohlenstoffabbau (C)	BSB ₅	25 mg/l, 24-h-Mischprobe
		40 mg/l, qualifizierte Stichprobe
	CSB	100 mg/l, 24-h-Mischprobe 150 mg/l, qualifizierte Stichprobe
	SS, AFS ¹⁾	75 mg/l, qualifizierte Stichprobe
Weitergehende Anforderungen Nitrifikation (N)	BSB ₅	15 mg/l, 24-h-Mischprobe
		20 mg/l, qualifizierte Stichprobe
	CSB	75 mg/l, 24-h-Mischprobe
		90 mg/l, qualifizierte Stichprobe
	SS, AFS ¹⁾	50 mg/l, qualifizierte Stichprobe
	NH ₄ -N	10 mg/l, 24-h-Mischprobe ²⁾
Zusätzliche Anforderung inkl. Anforderung Klasse N Denitrifikation (D)	N _{anorg.}	25 mg/l, 24-h-Mischprobe ²⁾
Zusätzliche Anforderung P-Elimination (+P)	P _{ges}	2 mg/l, 24-h-Mischprobe
Zusätzliche Anforderung Hygiene (+H)		100 faecal-coliforme Keime je 100 ml, einfache Stichprobe

Die Werte sind grundsätzlich einzuhalten. Sie gelten auch als eingehalten, wenn von fünf aufeinander folgenden Untersuchungen drei Ergebnisse die festgelegten Werte nicht übersteigen sowie ein Ergebnis den Wert um nicht mehr als 100 % überschreitet.

¹⁾ = abfiltrierbare Stoffe

²⁾ Werte sind im biologischen Reaktor bei einer Temperatur von ≥ 12 ° einzuhalten.

Für serienmäßig hergestellte Kleinkläranlagen gilt das bauaufsichtliche Zulassungsverfahren des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) als Nachweis, dass die Anlagen in der Lage sind, den Stand der Technik einzuhalten (s.a. Kap. 2.3.2 *Abwasserverordnung (AbwV)*).

Bei Pflanzenkläranlagen handelt es sich nicht um serienmäßig hergestellte Bauprodukte, sondern um bestimmte Bauarten, für die grundsätzlich eine Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung als Bauart beim DIBt beantragt werden kann. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb werden in den Arbeitsblättern der DWA formuliert:

- DWA-A 201, Aug. 2005, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen [DWA, 2005a] und
- DWA-A 262, März 2006, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit gepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers [DWA, 2006a].

Das Arbeitsblatt DWA-A 262 bedarf besonderer Erwähnung, da die meisten Bundesländer Pflanzenkläranlagen als landesrechtlich zugelassene Abwasserbehandlungsanlagen verstehen, wenn sie dem Arbeitsblatt DWA-A 262 entsprechen. Eine formelle landesrechtliche Zulassung hat aber bisher kein Bundesland ausgesprochen. Die Pflanzenkläranlagen werden vielmehr in Hinweis- und Merkblättern der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder als Alternative zu technisch belüfteten Kleinkläranlagen erwähnt (Beispiele: [BayLfw, 2001], [BayLfw, 2002], [LUA NRW, 2000]). D.h., dass Pflanzenkläranlagen zurzeit als Behandlungsstufe in einer Kleinkläranlage durch die Wasserbehörden akzeptiert werden, auch wenn keine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung für die Pflanzenkläranlage vorliegt.

2.7.2 Betrieb und Wartung

Nach § 60(1) WHG gelten für den Bau und Betrieb von Abwasseranlagen die allgemein anerkannten Regeln der Technik. In der Bauphase ist die wasserrechtliche Erlaubnis einzuholen sowie die Anlage zu erstellen, in der Betriebsphase ist die Anlage ordnungsgemäß zu betreiben mit dem Ziel, die wasserrechtliche Erlaubnis einzuhalten sowie den Zustand der Anlage zu erhalten.

Zu einem ordnungsgemäßen Betrieb gehören:

- die regelmäßige Eigenkontrolle durch den Betreiber,
- die Wartung nach Herstellerangaben und DIBt-Zulassung durch Fachfirmen,
- die Instandhaltung der Anlage,
- die regelmäßige oder bedarfsgerechte Fäkalschlammabfuhr.

Arbeiten der Eigenkontrolle durch den Betreiber an einer Kleinkläranlage mit Abwasserbelüftung umfassen einfache Zustands- und Funktionskontrollen, die kein Fachwissen voraussetzen (z.B. Kontrolle der Stromversorgung, Betriebsstundenzähler ablesen, Sichtkontrolle auf Funktion der Belüftung, Führen eines Betriebstagebuches usw.) (Zulassungsgrundsätze [DIBt, 2012]).

Die Wartung einer Kleinkläranlage umfasst Tätigkeiten der Kontrolle und Überprüfung zur Feststellung des aktuellen Zustandes und Arbeiten wie Reinigen, Schmieren, Nachstellen und Austausch kleinerer Verschleißteile zur Bewahrung des Sollzustandes. Wichtige Regelungen zu Betrieb und Wartung sind in die Zulassungsgrundsätze des DIBt aufgenommen worden. Es sollte ein Wartungsvertrag abgeschlossen werden. Ein Wartungsbericht muss erstellt und vom Betreiber aufbewahrt werden (DIN 4261 Teil 1 [DIN, 2010b]).

Die Häufigkeit der Wartung ist nach den Zulassungsgrundsätzen des DIBt abhängig von der Reinigungsklasse der Kleinkläranlage. Für die Klassen C, N und D werden 2 Wartungen jährlich erforderlich. Bei den Wartungsarbeiten sind auch aus der Stichprobe des Ablaufs Temperatur, pH-Wert, absetzbare Stoffe und CSB zu messen. Zusätzlich gelten die Herstellerangaben und die Regelungen in den Bundesländern.

Ein weiterer Baustein des ordnungsgemäßen Kleinkläranlagenbetriebes ist die rechtzeitige Fäkalschlammabfuhr aus der Vorklärung, die in der DIN 4261 Teil 1 [DIN, 2010b] geregelt wird. Die Fäkalschlammabfuhr liegt im Verantwortungsbereich der Gemeinden.

Die Fäkalschlammabfuhr kann regelmäßig erfolgen (*Regelentleerung*) in einem bestimmten Turnus je nach Größe der Vorklärung oder nach Bedarf (*Bedarfsentleerung*). Bei der Bedarfsentleerung wird im Rahmen der Wartung über Schlammspiegelmessungen in der Vorklärung die Notwendigkeit der Abfuhr ermittelt und bei Bedarf veranlasst. Die DIN 4261 Teil 1 [DIN, 2010b] sieht eine Schlammabfuhr nach Bedarf vor.

2.7.3 Überwachung

Die Wasserbehörden und in einigen Bundesländern auch die Gemeinden sind für die Überwachung der Kläranlagen, der Kleinkläranlagen sowie der Abwasserreinleitungen zuständig. Eine Überwachung der Prozessführung von Anlagen alle ein bis zwei Jahre wird empfohlen [Otto, 2000]. Viele Untere Wasserbehörden sind jedoch aufgrund der personellen Situation und/oder der Anzahl von Kleinkläranlagen nicht in der Lage, eine regelmäßige Überwachung durchzuführen, was dazu führt, dass viele Kleinkläranlagen nicht im Sinne der Abwasserverordnung betrieben werden.

Nach den Erfahrungen des Wasserwirtschaftsamtes Ravensburg erfolgt eine ausreichende Wartung, und somit auch ein ordnungsgemäßer Kleinkläranlagenbetrieb, nur, wenn eine konsequente regelmäßige Überwachung mit einer evtl. erforderlichen Wiederholungsprüfung bei Missständen, die zu finanziellen Lasten des Betreibers geht, durchgeführt wird [Hoheisel, 2000].

In Bayern obliegt die technische Gewässeraufsicht bei Kleinkläranlagen privaten Sachverständigen in der Wasserwirtschaft (Bayerisches Wassergesetz BayWG [BayWG, 2010]). Das Erlaubnisverfahren ist bei Einschaltung eines Privaten Sachverständigen vereinfacht. Die Kontrollen des Privaten Sachverständigen ersetzen die behördlichen Überwachungen. Dieses System soll die Wasserbehörden angesichts der Vielzahl der Kleinkläranlagen entlasten.

Ein Gutachten des Sachverständigen hat nachzuweisen, dass die geplante Abwasserbeseitigungsanlage den behördlichen Vorgaben und den allgemein anerkannten Regeln der Technik entspricht. Er hat zu prüfen, ob die Kleinkläranlage entsprechend dem Bescheid errichtet wurde und ob ein Wartungsvertrag mit einer Fachfirma vorliegt. Der Bauherr hat anschließend das Abnahmeprotokoll der Kreisverwaltungsbehörde vorzulegen.

Alle zwei Jahre muss schließlich, ebenfalls von einem privaten Sachverständigen, der ordnungsgemäße Be-

trieb (Eigenkontrolle, fachgerechte Wartung, Beseitigung aller festgestellten Mängel) bescheinigt werden (vergleichbar mit der TÜV-Prüfung bei Kraftfahrzeugen). Der Sachverständige hat Durchschriften dieser Bescheinigung bei der Kreisverwaltungsbehörde und bei der Gemeinde vorzulegen, das Original verbleibt beim Anlagenbetreiber [BayLfW, 2002].

Weitere Literatur zu Kapitel 2: [BGB, 2003], [DGRV, 1998], [Finke, 2001].

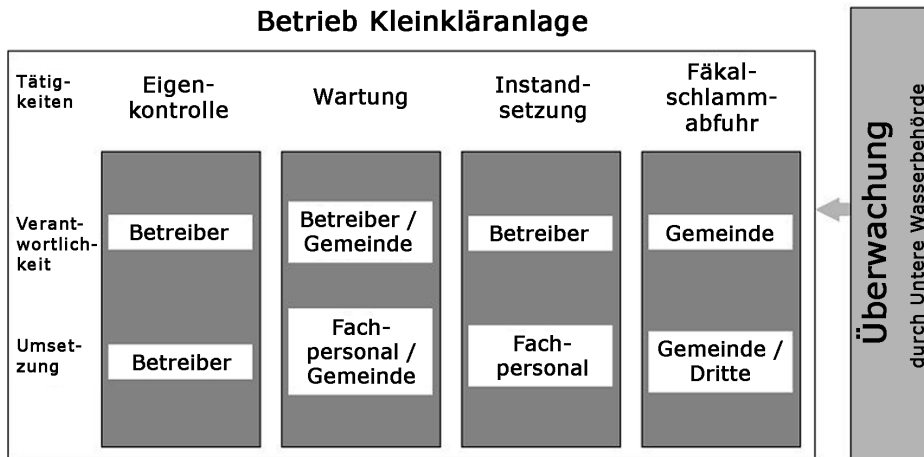


Abb. 2.1: Säulen eines ordnungsgemäßen Kleinkläranlagenbetriebes [Flasche, 2003]

3 Abwasserableitung im ländlichen Raum

3.1 Besonderheiten des ländlichen Raumes aus Sicht der Abwasserentsorgung

Unter „ländlicher Raum“ bzw. „ländlich strukturiertes Gebiet“ werden kleine, vielfach weit auseinander liegende Ortschaften und Ortsteile verstanden. Auch große Grundstücksflächen in lockerer, offener Bebauung, Einzelgehöfte, Weiler und Streusiedlungen lassen sich unter diesen Begriff fassen. Vielfach wird auch von „nicht im Zusammenhang bebauten Gebieten“ oder „Außenbereichen“ gesprochen.

Die Gebiete sind landwirtschaftlich strukturiert, Industrie und Gewerbe nur wenig vorhanden. Die Siedlungsdichte ist gering (< 25 Einwohner/ha Siedlungsfläche), ebenso der Anteil befestigter Flächen (< 20 % der Siedlungsfläche einschließlich der Straßen und Wege).

Entsprechend dieser Gebietsstruktur ist bei der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum vielfach von folgenden Bedingungen auszugehen:

- wenig vorhandene entwässerungstechnische Anlagen,
- Abwasserbehandlung in Kleinkläreinlagen,
- kleine zusammenhängende, ggf. lückenhafte Kanalnetze, oft nur als Regenwasserkanäle zum nächsten Gewässer
- kleine und leistungsschwache, vielfach durch diffuse Einträge vorbelastete oberirdische Gewässer,
- Freizeiteinrichtungen mit saisonal stark schwankendem Abwasseranfall.

Damit wird deutlich, dass die Abwasserentsorgung des ländlichen Raumes nicht nach den gleichen Grundsätzen und Anforderungen wie in Städten geplant, gebaut und betrieben werden sollte. Ansonsten würden die einwohnerspezifischen Kosten der Abwasserbeseitigung unverhältnismäßig hoch werden.

Zur Kostendämpfung sind kreative Lösungen gefragt unter Sicherung von Qualität sichernden Standards:

- Kosteneinsparungen bei den öffentlichen Abwasseranlagen dürfen keine unverhältnismäßige Kosten für Zusatzeinrichtungen auf privaten Grundstücken zur Folge haben.
- Reduzierte Anforderungen müssen die Gewässergüte gewährleisten.

Da sich die Gesamtkosten einer Abwasserentsorgung zu 70 % auf die Abwasserableitung (inkl. Niederschlagswasserbehandlung) und nur zu 30 % auf die Behandlung aufteilen, sind Einsparpotenziale in erster Linie bei der Abwasserableitung zu suchen.

Im Wesentlichen lassen sich drei Aspekte ausmachen, durch die eine kostenoptimierte Planung sichergestellt wird:

1. Möglichst weitgehende Reduzierung des Abwasserstroms durch dezentrale Bewirtschaftung des Regenwassers, so dass nur das anfallende Schmutzwasser abgeleitet werden muss.
2. Nutzung der Spielräume technischer Regelwerke (a.a.R.d.T.) hinsichtlich Anordnung und Ausführung der Abwasserkanäle.
3. Umfassende konzeptionelle Planung unter Einbeziehung von Alternativen in gleicher, für die Entscheidungsfindung ausreichender Bearbeitungstiefe.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich vielfach auf Regelwerke der DWA. Hervorzuheben ist hierbei insbesondere das Arbeitsblatt ATV-A 200 (1997) [ATV, 1997b]. Es zeigt auf, wie die in den a.a.R.d.T. enthaltenen Planungsspielräume in ländlich strukturierten Gebieten Kosten sparend genutzt werden können, ohne die geltenden Vorschriften bezüglich Hygiene und Gewässerschutz zu verletzen. Allerdings kann das Arbeitsblatt ATV-A 200 die kreative Leistung des Ingenieurs bei der Planung des Einzelfalls nicht ersetzen.

Was ebenfalls bleibt, sind die rechtlichen Schwierigkeiten, die sich insbesondere für den Planer beim Verlassen der a.a.R.d.T. ergeben. Diese lassen sich aber umgehen, wenn Planer und Auftraggeber die kostenminimierte Abwasserentsorgung wollen und insbesondere der Auftraggeber bereit ist, daraus resultierende Risiken zu übernehmen.

Weiterführende, nicht im Text zitierte Quellen sind: DWA-A 110 [DWA, 2006c], ATV-DVWK-A 157 [ATV-DVWK, 2000c], ATV-AG 1.1.6 [ATV-AG 1.1.6, 1987], [Sieker et al., 2006] und [Walther und Güntherth, 1999].

3.2 Abwasserarten

Einen Überblick über die Abwasserarten und die sich daraus ergebenden Abflüsse gibt *Abb. 3.1*.

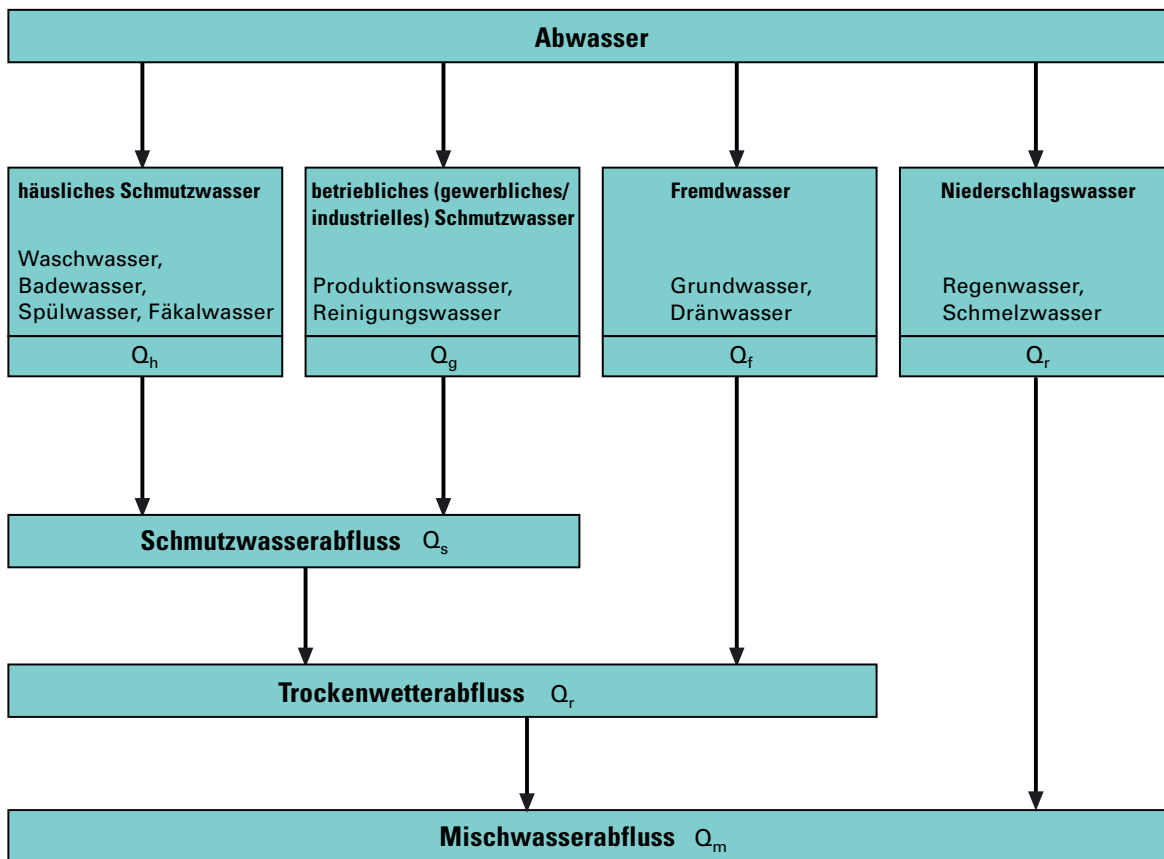


Abb. 3.1: Abwasserarten und die sich daraus ergebenden Abflüsse

3.2.1 Schmutzwasser

In ländlich strukturierten Gebieten fallen neben dem häuslichen Schmutzwasser auch Abwässer aus landwirtschaftlichen Betrieben an. Abgänge und Reststoffe aus landwirtschaftlichen Betrieben, z.B. Gülle, Jauche, Silosickersäfte, dürfen nicht dem gemeindlichen Abwasserkanal zugeführt werden.

Häusliches Schmutzwasser stammt aus Haushalten und Kleinbetrieben, die der Versorgung des Gebietes dienen. Schmutzwasser aus Gaststätten, Hotels, Kasernen wird dem häuslichen Schmutzwasser zugerechnet.

Betriebliches Schmutzwasser (z.B. aus Nahrungsmittelbetrieben, Landwirtschaft (vgl. ATV-M 702 [ATV, 1995]) ist nach Menge und Beschaffenheit zu berücksichtigen. Abwasser von landwirtschaftlichen Verarbeitungsprozessen kann in geringen Mengen auch der Güllegrube zugeführt werden.

3.2.2 Niederschlagswasser¹

Als Abwasser gilt nach Wasserhaushaltsgesetz § 54(1) Punkt 2 auch das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen gesammelt abfließende Wasser (Niederschlagswasser).

Ein Grundsatz der Abwasserbeseitigung nach WHG ist, Niederschlagswasser ortsnah zu versickern, zu verrie-

seln oder direkt oder über eine Kanalisation ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer einzuleiten, soweit dem weder wasserrechtliche noch sonstige öffentlich-rechtliche Vorschriften noch wasserwirtschaftliche Belange entgegenstehen (§ 57 WHG).

In Abhängigkeit von der Nutzung der Fläche, auf die der Niederschlag fällt, und den Anforderungen des Gewässers, in das eingeleitet werden soll, unterscheidet man:

- behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser und
- nicht behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser.

Ziel ist es, Regenwasser von stark unterschiedlich verschmutzten Flächen nicht zu vermischen, sondern gering verschmutztes Wasser ohne weitere Behandlung dezentral in den Wasserkreislauf zurückzuführen und stärker verschmutztes Wasser je nach Bedarf vor einer Einleitung zu behandeln. [DWA, 2007b]

Im ländlichen Raum ist das anfallende Niederschlagswasser überwiegend als nicht behandlungsbedürftig anzusehen (Abflüsse von Dach- und Hofflächen, Wohnstraßen und Fußwegen etc.). Es ist eine genaue Abgrenzung der Einzugsflächen vorzunehmen und für jede Fläche festzulegen, ob das Niederschlagswasser

¹ Niederschlagswasser setzt sich zusammen aus Regenwasser, Schneeschmelzwasser, Hagel und Tau. In technischen Regelungen und in der Fachliteratur – so auch hier – werden die Begriffe „Niederschlagswasser“ und „Regenwasser“ synonym verwendet.

behandlungsbedürftig ist oder die Behandlungsbedürftigkeit vermieden werden kann.

Bei landwirtschaftlichen Betrieben sind stark verschmutzte Flächen wie Waschplätze, Dungplatten oder Auslaufflächen getrennt von den übrigen Hofflächen zur Güllegrube zu entwässern. Hofflächen sind entwässerungstechnisch wie öffentliche Verkehrsflächen zu behandeln.

3.2.3 Fremdwasser

Mit dem Begriff „Fremdwasser“ werden in die Kanalisation eindringendes Grundwasser (Undichtigkeiten), unerlaubt über Fehlschlüsse eingeleitetes Wasser (z.B. Dränwasser, Regenwasser) sowie einem Schmutzwasserkanal zufließendes Oberflächenwasser (z.B. über Schachtabdeckungen) bezeichnet.

3.3 Entwässerungssysteme

3.3.1 Übersicht

Generell wird unterschieden in Trennsystem und Mischsystem (Abb. 3.2):

- Im **Trennsystem** werden häusliches und betriebliches Schmutzwasser (SW) im SW-Kanal, das Re-

genwasser (RW) getrennt im RW-Kanal abgeleitet. Während das Schmutzwasser der Kläranlage zugeführt und dort gereinigt wird, kann der Regenwasser-Abfluss in natürliche oder künstliche Gewässer eingeleitet werden. Die Einleitung von unverschmutztem Wasser (Abfluss von Außengebieten, Dränwasser, Quellen, Brunnen usw.) in den RW-Kanal kann zu höheren Kosten führen, wenn eine Regenwasser-Behandlung erforderlich ist.

- Beim **Mischsystem** wird das Schmutzwasser mit dem Regenwasser gemeinsam in einem Kanal (Mischwasserkanal, MW-Kanal) abgeleitet. Aufgrund der begrenzten Leistungsfähigkeit der Kläranlage und um aus technischen und wirtschaftlichen Erfordernissen den Kanalquerschnitt zu begrenzen, werden im Mischsystem an geeigneten Stellen Regenentlastungsbauwerke oder Regenrückhalteräume angeordnet. Unverschmutztes Wasser (s.o.) darf nicht in den MW-Kanal eingeleitet werden.

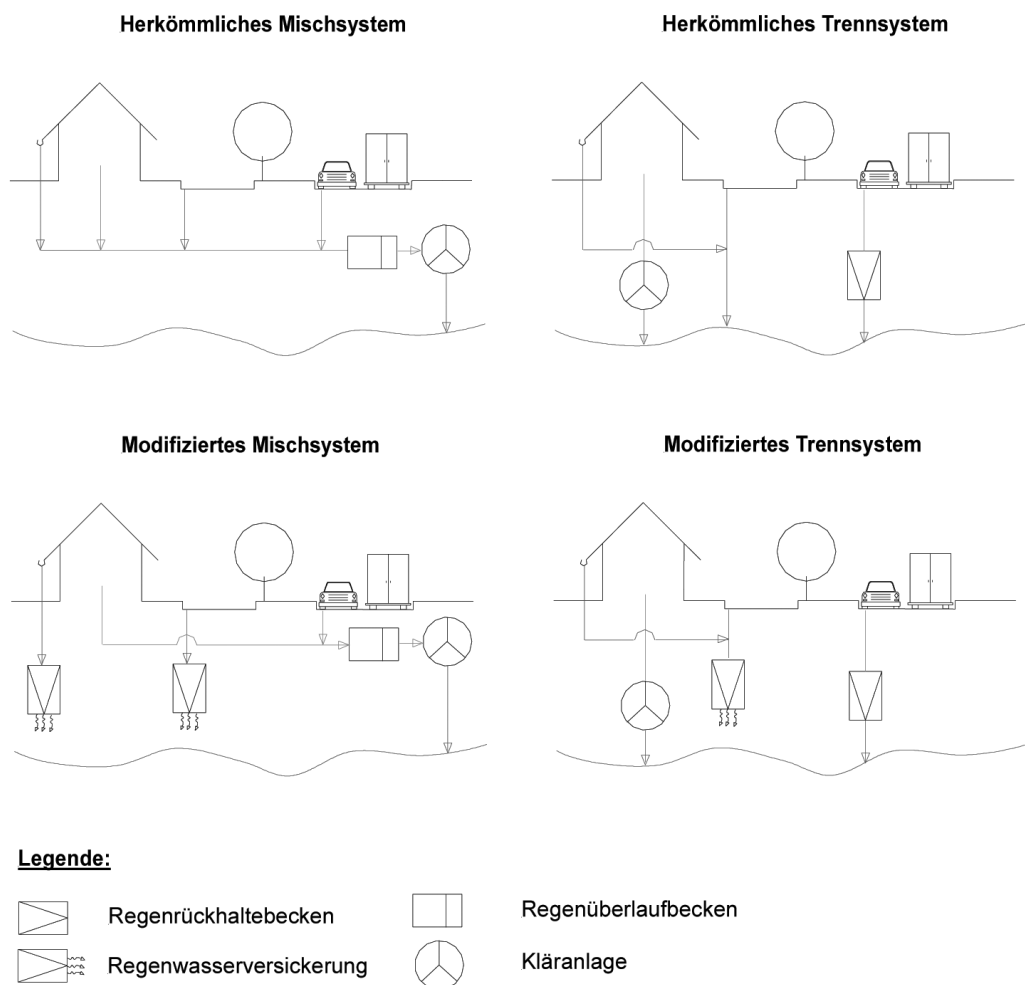


Abb. 3.2: Misch- und Trennsystem in herkömmlicher und modifizierter Form (vereinfachte Darstellung ohne Regenwasserentlastungsbauwerke)

Neben dem Trenn- und Mischsystem bestehen insbesondere zur Trennung qualitativ unterschiedlicher Teilströme noch folgende Entwässerungssysteme:

- **modifiziertes Trennsystem:** es besteht aus einem SW-Kanal; ihm wird ausschließlich Schmutzwasser zugeführt. Nicht behandlungsbedürftiges Regenwasser wird unmittelbar am Entstehungsort oder ortsnah nach Ableitung verrieselt, versickert oder in ein oberirdisches Gewässer eingeleitet.
- **modifiziertes Mischsystem:** dem MW-Kanal wird nur Schmutzwasser und behandlungsbedürftiges Regenwasser zugeführt; dieses Mischwasser wird abgeleitet und behandelt. Das nicht behandlungsbedürftige Regenwasser wird unmittelbar am Entstehungsort oder ortsnah nach Ableitung verrieselt, versickert oder in ein oberirdisches Gewässer eingeleitet.

Neben dem Schutz der Gewässer vor übermäßigen Belastungen ist auch zur Kosteneinsparung im ländlichen Raum ein modifiziertes Trennsystem anzustreben, d.h. Regenwasser und Schmutzwasser sind zu trennen, das Regenwasser ist vor Ort zu bewirtschaften.

3.3.2 Zentrale Regenwasserbehandlung

Siedlungsentwässerung bedeutete bisher, Regenwasser so schnell und vollständig wie möglich aus Siedlungsgebieten entweder in einem Mischwasser- oder in einem Regenwasserkanalnetz abzuleiten. Dieses traditionelle zentrale Entwässerungskonzept (vgl. *Kap. 1 Einführung*) befindet sich im Umbruch.

Nachfolgend werden einige der Kritikpunkte aufgeführt, die sowohl die zentrale Mischwasserbehandlung als auch die zentrale Regenwasserbehandlung im Trennverfahren tangieren [DWA, 2007b]:

- starker Rückgang der Verdunstung und Bodenspeicherung durch Versiegelung ursprünglich bewachsener Flächen von rund zwei Dritteln auf ein Drittel der Jahresniederschlagshöhe,
- erhöhter und beschleunigter Regenabfluss von versiegelten Flächen gegenüber Grünflächen,
- Verschiebung des natürlichen Gleichgewichts im Wasserkreislauf mit Auswirkungen auf das Kleinklima und die örtliche Grundwasserneubildung,
- hydraulische Belastung von Kläranlagen und Regenwasserbehandlungsanlagen durch gering verschmutztes Regenwasser in großer Menge,
- hydraulische und qualitative Beeinträchtigung der Gewässer durch hohe Abflüsse an punktuellen Einleitungen.

In der zentralen Abwasserbehandlung ergeben sich besonders bei kleinen Kläranlagen mit der Mischwasserbehandlung planerische Probleme, die bei Anlagengrößen unter 1.000 EW kaum zu lösen sind: Die teilweise

extremen Unterschiede der Schmutzfrachten können nicht adäquat behandelt werden, zudem ist die Auswahl von technischen Ausrüstungen zur Steuerung kleiner Abflüsse begrenzt.

Nichttechnische Kläranlagen wie Teichanlagen sind eher in der Lage neben der Schmutzwasserbehandlung die Mitbehandlung von Niederschlagswasser durchzuführen.

Es gibt verschiedene Bauweisen für Bauwerke zur zentralen Regenwasserbehandlung. Die bekanntesten sind Regenbecken. Diese haben die Aufgabe, neben dem Abfangen von Stoßbelastungen durch Regenereignisse Schmutzstoffe aus dem Kanal weitgehend abzuscheiden, um die Gewässerbelastung zu minimieren. Ausführungsformen von Regenbecken sind Regenüberlaufbecken (RÜB), Regenrückhaltebecken (RRB) und Regenklärbecken (RKB). Regenüberlaufbecken werden nochmals unterteilt in Durchlaufbecken, Fangbecken und Kanalstauräume. Fangbecken kommen besonders in kleineren Entwässerungsgebieten zum Einsatz. Sie werden in der Mischwasserkanalisation dort angeordnet, wo ein ausgeprägter Spülstoß oder bei längeren Regenereignissen eine deutlich abnehmende Verschmutzung des Mischwassers zu erwarten sind. Dies ist bei kleinen Einzugsgebieten und dementsprechend kurzen Fließzeiten bis zum Becken gegeben. Der gespeicherte Inhalt wird zur Kläranlage abgeleitet und dort behandelt.

Grundlage für die Behandlung von Mischwasser ist das ATV-Arbeitsblatt A 128 [ATV, 1992b], das detaillierte Rechengänge zur Dimensionierung von Regenbecken enthält.

Für den Planer besteht beim Belebungsverfahren die Aufgabe einer Kostenoptimierung von Belebungsbecken, Nachklärung und Regenbecken. Bei kleineren Ausbaugrößen kann es günstiger sein, die Kläranlage auf einen erhöhten Mischwasserzufluss auszulegen als die Speichervolumen im Netz zu erhöhen.

Vorschläge für die Behandlung von Regenwasser ohne Vermischung mit Schmutzwasser gibt das DWA-Merkblatt M 153 [DWA, 2007b]. Darauf wird im folgenden Kapitel eingegangen.

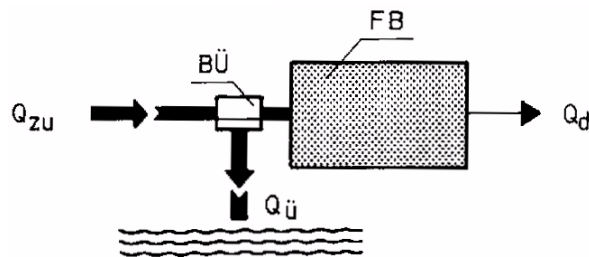


Abb. 3.3: Fangbecken [ATV, 1992b]

3.4 Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung

3.4.1 Verfahren

Die Bewirtschaftung von Regenwasser beinhaltet quantitative und qualitative Aspekte.

Der Idealzustand der quantitativen Regenwasserbewirtschaftung ist, das Regenwasser am Anfallort zu versickern.

Wo diese Möglichkeit nicht besteht, z.B. bei mäßig durchlässigen Böden, ist eine verzögernde, naturähnliche Ableitung in ein Gewässer anzustreben. Bei hydraulisch nur gering leistungsfähigen Gewässern ist das Regenwasser zunächst vor Ort zu speichern, um es anschließend langsam zu versickern oder verzögert an ein Gewässer abzugeben.

Im Zusammenhang mit der dezentralen Speicherung des Regenwassers ist auch eine Regenwasser-Nutzung von Interesse, z.B. für die Gartenbewässerung, Toilettenspülung etc.

Neben den o.g. quantitativen Aspekten ist die Qualität des Regenwassers bei der Bewirtschaftung zu berücksichtigen. Grundsätzlich ist die Verschmutzung des Regenwassers soweit wie möglich zu vermeiden.

Bei allen Maßnahmen hat der Schutz des Gewässers stets oberste Priorität. Anforderungen an die Regenwasserbehandlung haben zurzeit die Bundesländer definiert. Maßgebende Regelungen zum Thema Regenwasser-Bewirtschaftung enthalten das Arbeitsblatt DWA-A 138 [DWA, 2005c] und die Merkblätter DWA-M 153 [DWA, 2007b] und BWK M3 [BWK, 2007].

Einen möglichen Entscheidungspfad für Maßnahmen zur Bewirtschaftung von Regenwasser gibt *Abb. 3.4*. Es werden folgende Maßnahmen näher betrachtet:

- Versickerung (*Kap. 3.4.3 Versickerung*),
- Speicherung (*Kap. 3.4.4 Speicherung*),
- Behandlung (*Kap. 3.4.5 Behandlung*) und
- Nutzung (*Kap. 3.4.7 Nutzung*).

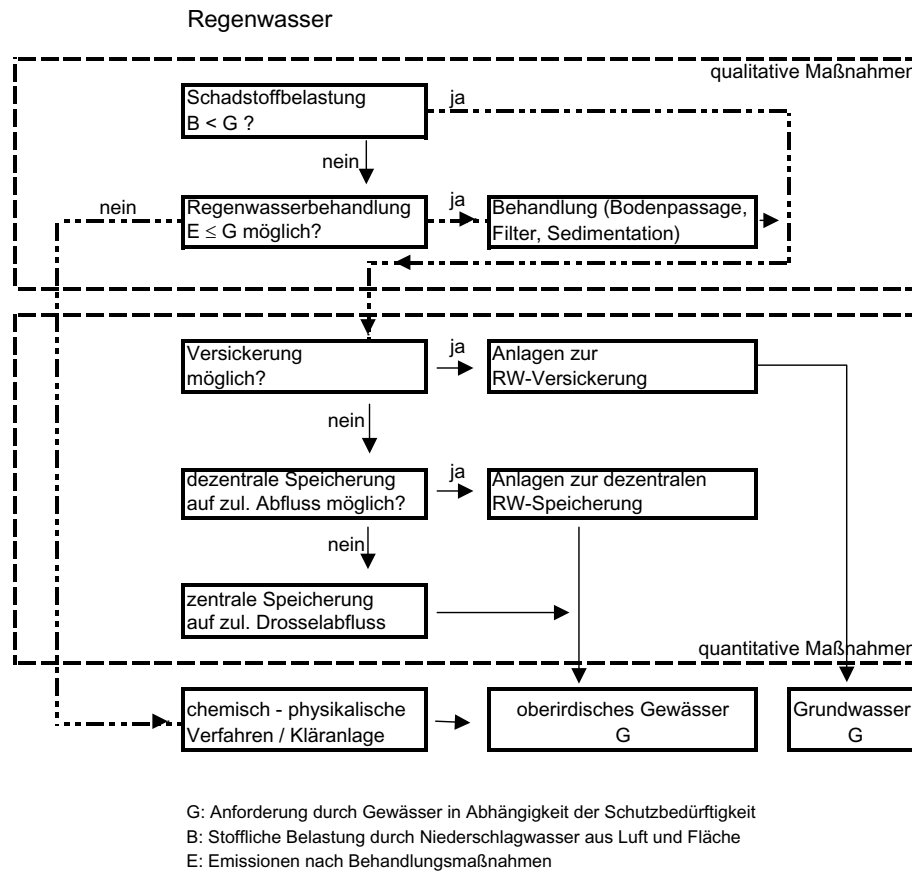


Abb. 3.4: Maßnahmen zur Bewirtschaftung von Regenwasser, nach [Feldhaus, 2003], [DWA, 2007b]

3.4.2 Grundlagen der Versickerung

Ob und in welchem Umfang Regenwasser versickert werden kann, hängt einerseits von der Versickerungsleistung einer Fläche ab, andererseits vom Zufluss zur Versickerungsfläche. Niederschlag und Durchlässigkeit des Untergrundes bestimmen die Auslegung der Versickerungsanlage. Die Versickerungsrate Q_S

$$Q_S = 1/2 \cdot k_f \cdot A_S \quad (3.1)$$

k_f Durchlässigkeitsbeiwert in m/s
 A_S versickerungswirksame Fläche in m^2

muss größer sein als der Regenwasserzufluss zur Versickerungsfläche Q_R

$$Q_R = 10^{-7} \cdot r_{(D,n)} \cdot (A_u + A_S) \quad (3.2)$$

- $r_{D,n}$ Regenspende der Dauer D und Häufigkeit n in $l/(s \cdot ha)$
- A_u undurchlässige Fläche in m^2 , ermittelt aus Summe aller angeschlossenen Teilflächen multipliziert mit den jeweiligen Abflussbeiwerten ($\sum(A_i \cdot \psi_{m,i})$)
- ψ_m mittlerer Abflussbeiwert
- A_S versickerungswirksame Fläche in m^2

Für dezentrale Versickerungsanlagen wird zur Ermittlung der Regenspende eine Häufigkeit von 0,2/a empfohlen (DWA-A 138). Die maßgebende Regendauer ist nach den örtlichen Starkniederschlagshöhen zu berechnen. Für die Flächenversickerung kann mit einer Regendauer von 10 bis 15 Minuten gerechnet werden. Bemessungsbeispiele finden sich in [Wbbau, 2006]. Kriterien für die Maßnahmenwahl zur Regenwasserbewirtschaftung sind in Abb. 3.5 dargestellt.

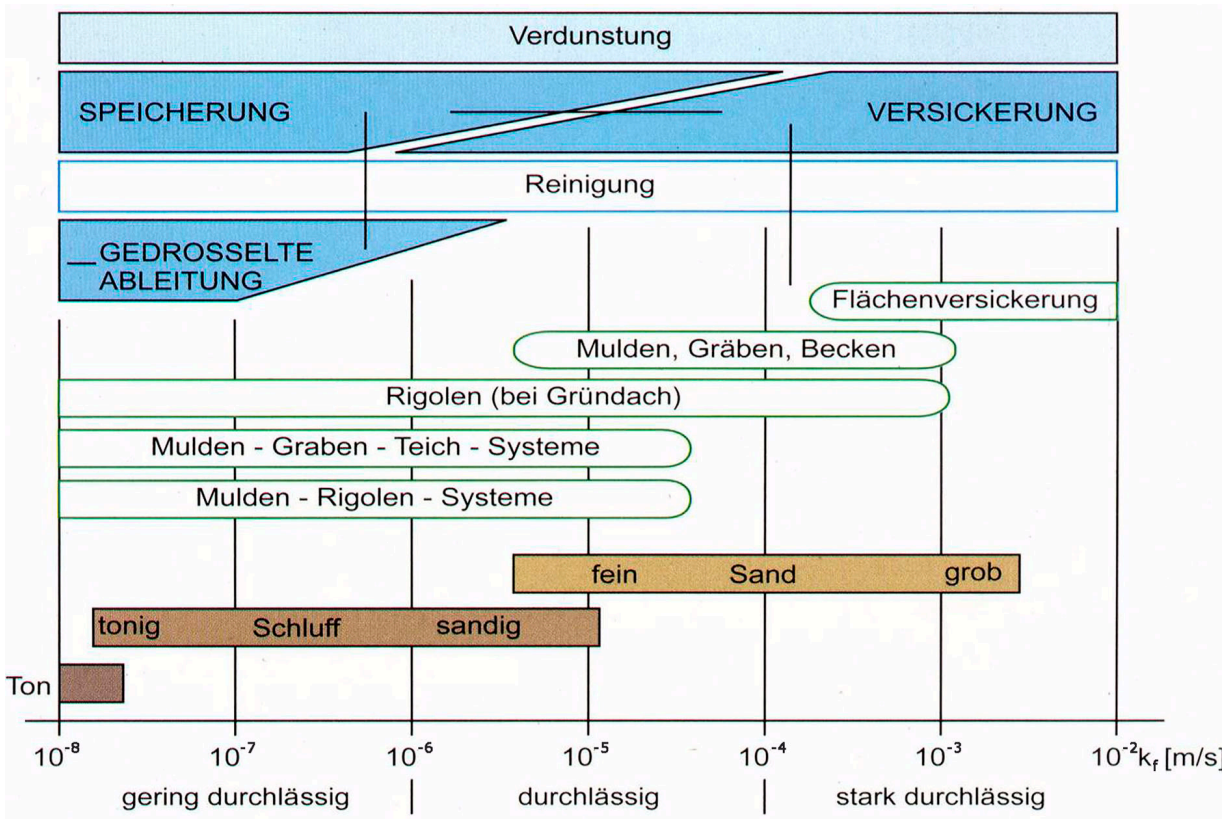


Abb. 3.5: Einsatzmöglichkeiten von Versickerungsanlagen [Londong, 1996]



Abb. 3.6: Feldversuch zur Abschätzung der Versickerungsrate

Ein einfacher Feldversuch (*Abb. 3.6*) kann zur Abschätzung der Sickerfähigkeit eines Bodens herangezogen werden:

1. Grube mit ebener Sohle ausheben (ca. $40 \times 40 \times 40$ cm)
2. Splitt- oder Sandschicht gegen Verschlämzung der Sohle einfüllen
3. Für die Messung die Grube mit ca. 30 cm Wasser füllen
4. Uhrzeit und Wasserstand während der Versickerung messen
5. Berechnung der Versickerungsrate: (Differenz zum Ausgangswasserstand in cm)/(gesamte Messdauer), z.B. $16 \text{ cm}/30 \text{ min} = 0,53 \text{ cm/min}$ Versickerungsrate.

In *Tab. 3.1* sind einige Versickerungsraten und ihre Beurteilung zusammengestellt. Danach ist mit einer Versickerungsrate von $0,53 \text{ cm/min}$ eine Versickerung zulässig.

Tab. 3.1: Beurteilung von Versickerungsraten

Versickerungsrate in cm/min	Beurteilung
kleiner 0,03	Versickerung nicht sinnvoll
0,03 bis 0,12	Versickerung möglich mit erhöhter Zwischenspeicherkapazität
0,12 bis 30	Optimaler Bereich für Versickerungen
größer 30	Kontaminationsgefahr für das Grundwasser – keine Versickerung zulässig

3.4.3 Versickerung

Neben den Eigenschaften des Sickerraumes (ungesättigte Bodenzone oberhalb des Grundwasserspiegels) hängt die Möglichkeit zur Versickerung vom Schadstoffgehalt des Regenwassers ab.

Schadstoffe gelangen über zwei Wege in das Regenwasser:

- über die Atmosphäre (Auswaschung von Stoffen durch Niederschlag) und
- über die Oberflächen (Abschwemmung der in Trockenphasen auf Oberflächen abgelagerten Stoffe).

Maßgebend für die stoffliche Belastung ist i.A. das Schadstoffpotenzial befestigter Flächen. Diese Flächen werden im Hinblick auf eine mögliche Grundwasserbeeinflussung infolge Versickerung in die Kategorien „unbedenklich“, „tolerierbar“ und „nicht tolerierbar“ eingeteilt (DWA-A 138 [DWA, 2005c]):

- **unbedenkliche** Regenwasser-Abflüsse: können ohne Vorbehandlungsmaßnahmen über die ungesättigte Bodenzone versickert werden,
- **tolerierbare** Regenwasser-Abflüsse: können nach Vorbehandlung oder unter Ausnutzung der Reinigungsprozesse in der Versickerungsanlage oder durch einen bewachsenen Boden versickert werden; um den Grundwasserschutz sicherzustellen, sind bestimmte Anforderungen an die Versickerungsanlagen zu stellen, und

- **nicht tolerierbare** Regenwasser-Abflüsse: sollten in das Kanalnetz eingeleitet und behandelt werden, Versickerung nur nach einer geeigneten Vorbehandlung.

In *Tab. 3.2* wird in den Spalten 1 bis 3 eine Zuordnung zwischen Abfluss liefernden Flächen und der zu erwartenden Belastung entsprechend den vorgenannten Kategorien vorgenommen. Ihre Anwendung ist auf Flächen außerhalb von Wasserschutzgebieten beschränkt.

Die für die Regenwasser-Versickerung maßgebenden Eigenschaften des Sickerraumes sind die Durchlässigkeit, die Mächtigkeit sowie das Stoffrückhaltevermögen.

- Der **Durchlässigkeitsbeiwert** k_f sollte im Bereich $10^{-6} \text{ m/s} < k_f < 10^{-3} \text{ m/s}$ liegen. Bei größeren Werten kann keine ausreichende Aufenthaltszeit im Boden und damit keine genügende Reinigung durch chemische und biologische Vorgänge erzielt werden. Bei kleineren k_f -Werten stauen sich die Versickerungsanlagen zu lange ein, sodass anaerobe Verhältnisse in der ungesättigten Zone auftreten können, die das Reinigungsvermögen ebenfalls negativ beeinflussen.
- Die **Mächtigkeit** des Sickerraumes sollte, bezogen auf den mittleren höchsten Grundwasserstand, grundsätzlich mindestens 1 m betragen, um eine ausreichende Sickerstrecke für eingeleitetes Regenwasser zu gewährleisten.
- Das **Stoffrückhaltevermögen** des Sickerraumes wird durch physikalisch-chemische und biologische Prozesse im Boden bestimmt. Es ist u.a. abhängig von der Körnung (je feinkörniger, desto bessere Filterleistung) und dem pH-Wert (bei hohen pH-Werten sind Schwermetalle wenig mobil).

Einen guten Kompromiss zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und Filterwirkung stellen Oberböden aus Fein- und Mittelsanden dar. Die Dicke der Oberbodenschicht sollte mindestens 10–20 cm betragen.

Als Anlagen zur Versickerung kommen in Betracht (geordnet nach abnehmender Flächenverfügbarkeit):

- Flächenversickerung,
- Muldenversickerung,
- Mulden-Rigolen-Element,
- Rohr-/Rigolenversickerung,
- Beckenversickerung und
- Schachtversickerung.

Nachfolgend werden die verschiedenen Typen von Versickerungsanlagen kurz beschrieben. Bei der Entscheidung für die Wahl eines Typs gilt der Grundsatz, dass eine hydraulisch gering belastete dezentrale Versickerungsanlage mit Oberbodenpassage allen anderen Typen vorzuziehen ist. Das Arbeitsblatt A 138 [DWA, 2005c] gibt für die Auswahl eine Entscheidungsmatrix an die Hand, in die die hydraulische Belastung der Anlage sowie der Typ der abflussliefernden Fläche als Kriterien Eingang finden (*Tab. 3.2*). Hier sind ebenfalls Hinweise für die Bemessung von Versickerungsanlagen sowie Bemessungsbeispiele zu finden.

3. Abwasserableitung im ländlichen Raum

Tab. 3.2: Versickerung der Niederschlagsabflüsse unter Berücksichtigung der Abfluss liefernden Flächen (aus: DWA-A 138 [DWA, 2005c])

Fläche	Gehalt an Belastungsstoffen	Qualitative Bewertung	oberirdische Versickerungsanlagen			unterirdische Versickerungsanlagen	
			$A_u : A_s \leq 5$; in der Regel breittflächige Versickerung	$5 < A_u : A_s \leq 15$; i. d. R. dezentrale Flächen- und Muldenversickerung Mulde- Rigolen-Elemente	$A_u : A_s > 15$; i. d. R. zentrale Mulden- und Beckenversickerung	Rigolen und Rohr-Rigolenelement	Versickerungsschacht
1	2	3	4	5	6	7	8
1	abnehmende Belastung ↑ tolerierbar ↓ zunehmende Belastung	unbedenklich	+	+	+	+	+
2			+	+	+	+	(+)
3		tolerierbar	+	+	+	(+)	(+)
4			+	+	(+)	(-)	(-)
5			+	+	(+)	(-)	-
6			+	+	(+)	(-)	-
7			+	+	(+)	(-)	-
8			+	+	(+)	(-)	-
9			+	+	(+)	-	-
10			+	(+)	(+)	-	-
11			+	(+)	(+)	-	-
12			+	(+)	(+)	-	-
13		nicht tolerierbar	(-)	(-)	(-)	-	-
14			-	-	-	-	-

+ in der Regel zulässig;

(+) in der Regel zulässig, nach Entfernung von Stoffen durch Vorbehandlungsmaßnahmen; z. B. nach DWA-M 153 [DWA, 2007b];

(-) nur in Ausnahmefällen zulässig;

- nicht zulässig;

¹⁾ Einzelfallbetrachtungen für den Winterbetrieb erforderlich

3.4.3.1 Flächenversickerung

Das Regenwasser wird flächenhaft und ohne wesentlichen Aufstau bzw. Speicherung versickert und zwar:

- flächenhaft direkt durch bewachsenen Boden auf Rasenflächen oder
- durch unbefestigte Randstreifen von undurchlässigen oder teildurchlässigen Terrassen-, Hof- und Verkehrsflächen.

Durchlässig befestigte Oberflächen gelten nicht mehr als Anlagen zur Flächenversickerung, sondern sie tragen lediglich zur Abflussminderung bei.

Es muss gewährleistet sein, dass die Versickerungsleistung des Deckmaterials bzw. Bodens größer ist als der zu erwartende Regenwasser-Abfluss. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Versickerungsleistung mit der Zeit abnehmen kann (Eintrag von Feinanteilen).

Beispiel

Das Regenwasser der Dachfläche einer Lagerhalle soll versickert werden. Folgende Bemessungsgrundlagen sind gegeben:

Dachfläche 500 m² (unbedenkliches Oberfläche), $\psi_m = 1,0$
 k_f -Wert des Bodens nach Versickerungsversuch:

$$k_f = 5 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$$

Die Regenspende wurde für die Häufigkeit 0,2/a bei einer Regendauer von 10 Minuten mit 207 l/(s·ha) ermittelt.

Mit $Q_R = 10^{-7} \cdot r_{(D,n)} \cdot (A_u + A_s)$ und $Q_S = \frac{1}{2} k_f \cdot A_S$ ergibt die erforderliche Sickerfläche zu:

$$A_S = 500 / ((5 \cdot 10^{-5} \cdot 10^7 / 2 \cdot 207) - 1) = 2.407 \text{ m}^2$$

Die erforderliche Versickerungsfläche beträgt rd. 2.400 m².

3.4.3.2 Muldenversickerung

Die Versickerung erfolgt flächenhaft über eine belebte Bodenschicht, auf einer offenen, begrünten Fläche, in der zeitweise das zu versickernde Wasser zwischengespeichert werden kann. Damit kann die Versickerungsrate geringer als der Regenwasser-Zufluss sein. Ein Dauerstau ist in jedem Fall zu vermeiden, weil dadurch die Gefahr einer Kolmation der Oberfläche erheblich

erhöht wird. Die Einstauhöhe ist auf 30 cm zu begrenzen.

Die Muldenversickerung kommt i.A. dann zur Anwendung, wenn die verfügbare Versickerungsfläche oder Durchlässigkeit des Untergrundes für eine Flächenversickerung nicht ausreicht.

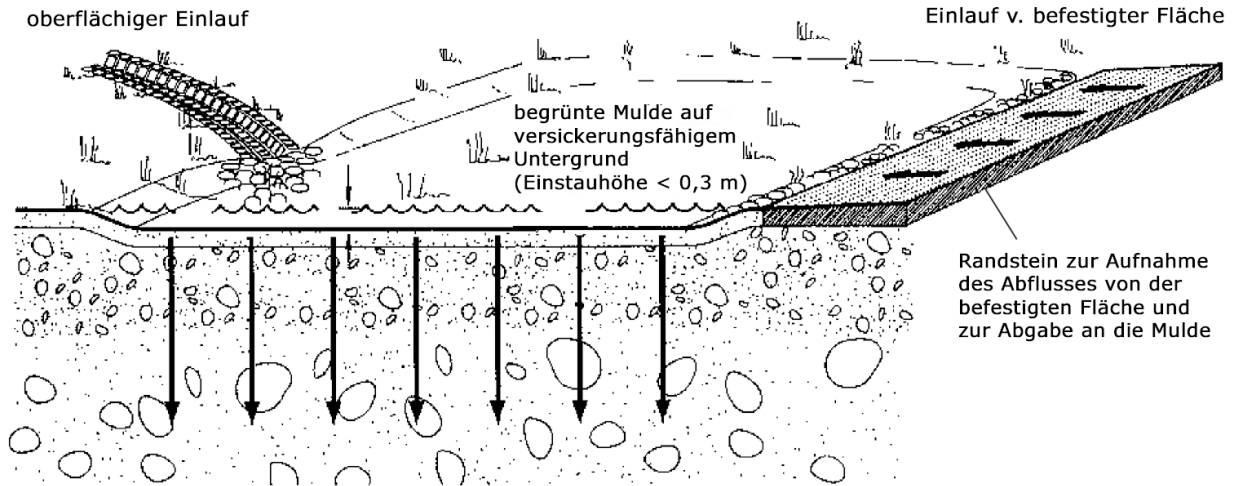


Abb. 3.7: Muldenversickerung (aus [Feldhaus, 2003])

3.4.3.3 Rigolen- und Rohr-Rigolen-Element

Das Regenwasser wird bei der Rigolenversickerung **oberirdisch** in einen mit Kies oder anderem Material mit großer Speicherfähigkeit gefüllten Graben (Rigole) geleitet, dort zwischengespeichert und entsprechend der Durchlässigkeit des umgebenden Bodens verzögert in den Untergrund abgegeben.

Bei der Rohr-Rigolenversickerung wird das Regenwasser unterirdisch in einen mit Kies oder einem anderen Material umgebenen, perforierten Rohrstrang (Rohr-Rigolen-Element) geleitet. Die Rigole ist zur Geländeoberfläche hin mit Füllboden abgedeckt.

Für den Rückhalt von absetzbaren Stoffen ist bei Rohr-Rigolen stets eine Absetzeinrichtung vorzuschalten.

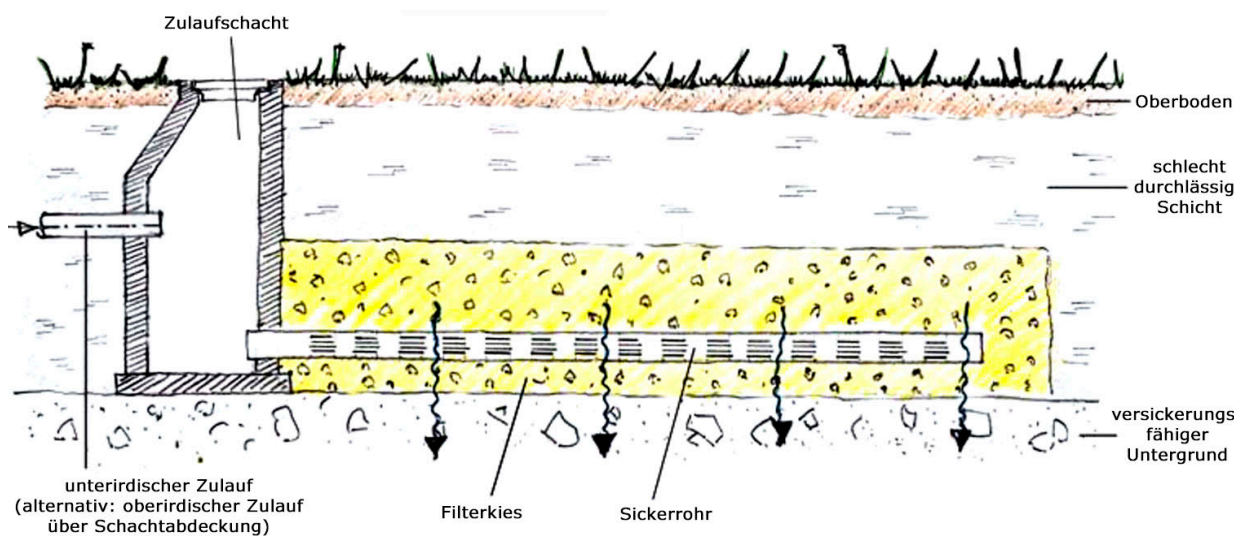


Abb. 3.8: Rohr-Rigolenversickerung (aus [Feldhaus, 2003])

3.4.3.4 Mulden-Rigolen-Element

Bei geringer Durchlässigkeit des Sickerraums ($k_f < 5 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$) ist die geringe Versickerungsrate durch ein vergrößertes Volumen zur Zwischenspeicherung des Abflusses auszugleichen. Dazu kann ein Mulden-Rigolen-Element angeordnet werden, in dem ein oberirdischer Speicher (Mulde) und ein unterirdischer Speicher (Rigole) miteinander kombiniert sind (Anordnung von oben nach unten: Mulde, Oberboden, Sandschicht, Rigole, versickerungsfähiger Untergrund).

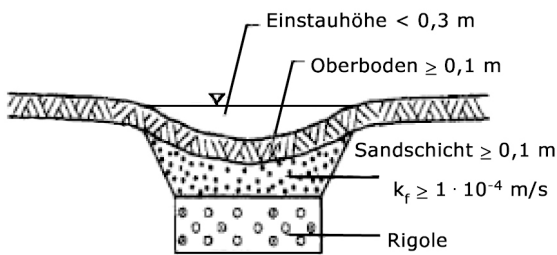


Abb. 3.9: Mulden-Rigolen-Element

3.4.3.5 Mulden-Rigolen-System

Ist die Durchlässigkeit des Sickerraumes $k_f < 1 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$, kann die damit verbundene geringe Versickerungsrate nicht mehr durch Speichervolumen kompensiert werden. Zusätzlich wird eine Ableitungsmöglichkeit in ein Rohrsystem oder einen offenen Graben erforderlich. Dazu wird an jedem Mulden-Rigolen-Element ein Drosselschacht angeordnet. Die Entleerung erfolgt somit zum einen durch Versickerung in den Untergrund, zum anderen durch eine gedrosselte Ableitung in ein Rohrsystem oder einen offenen Graben.

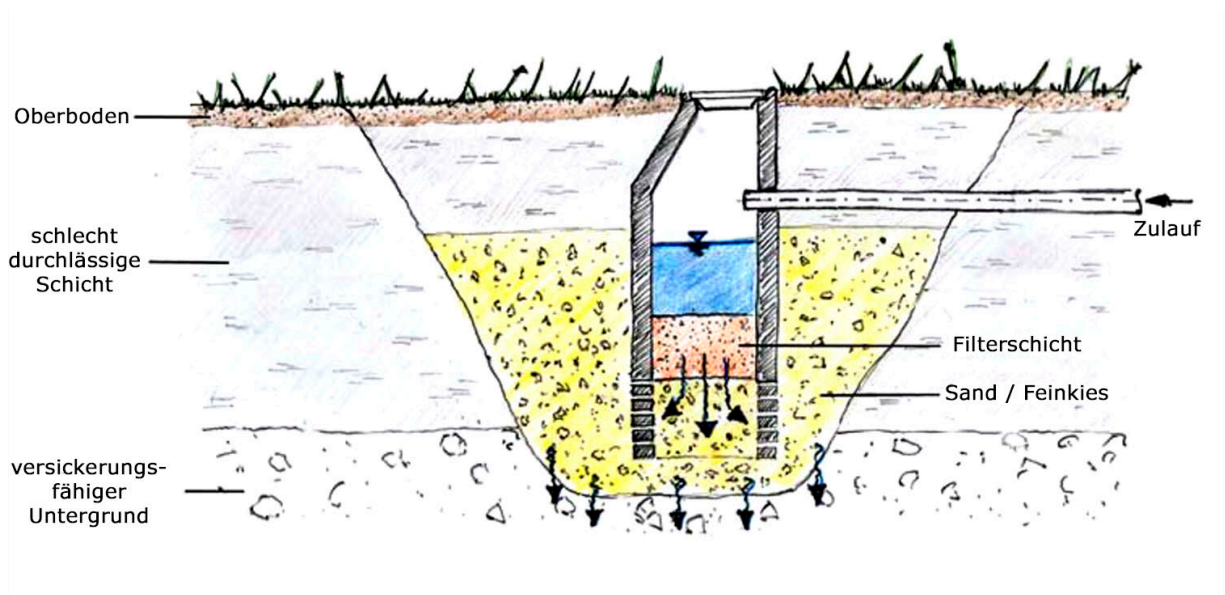


Abb. 3.10: Versickerungsschacht (Typ B) (aus [Feldhaus, 2003])

Die Vernetzung der einzelnen Elemente führt zu einem Mulden-Rigolen-System.

3.4.3.6 Schachtversickerung

Das Regenwasser wird in einem durchlässigen Schacht zwischengespeichert und punktförmig in den Untergrund versickert. Die Infiltration erfolgt direkt in die sickerkfähige Schicht unter Ausschluss einer Passage durch feinkörnige Deckschichten. Versickerungsschächte sind meist aus Schachtringen aufgebaut. Das Speichervolumen wird durch das Schachtvolumen begrenzt. Deshalb werden Schächte vorzugsweise bei kleinen Privatgrundstücken eingesetzt.

Nach der Art der Durchsickerung werden zwei Bautypen unterschieden:

- Typ A: Schachtringe haben seitliche Durchtrittsöffnungen **oberhalb** der sandigen Filterschicht der Sohle. Die Stärke der Filterschicht sollte mindestens 0,5 m betragen und der Abstand der Oberkante dieser Filterschicht zum Grundwasser mindestens 1,5 m. Zum Schutz des Grundwassers und zur Erhaltung der Versickerungsfähigkeit ist ein Filtersack in den Schacht einzuhängen. Das Regenwasser sickert hauptsächlich über die seitlichen Durchtrittsöffnungen und nur zu einem geringeren Teil über die Filterschicht in den umgebenden Bodenkörper ein.
- Typ B (Abb. 3.10): Schachtringe haben seitliche Durchtrittsöffnungen **unterhalb** der sandigen Filterschicht des Sohlbereiches (Stärke der Filterschicht und Abstand der Oberkante der Filterschicht zum Grundwasser: vgl. Typ A). Die Durchsickerung verläuft nur über die Filterschicht.

3.4.3.7 Beckenversickerung

Versickerungsbecken sind zentrale Anlagen, bei denen die RW-Abflüsse von größeren Flächen über ein Regenwasser-Kanalnetz an einem Punkt zusammengeführt und dort flächenhaft über die belebte Bodenschicht versickert werden (Abb. 3.11). Das Verhältnis der angeschlossenen undurchlässigen Fläche zur versickerungswirksamen Fläche ist in der Regel größer als 15. Versickerungsbecken unterscheiden sich von der

Muldenversickerung insbesondere durch eine größere Einstautiefe. Im Gegensatz zur Muldenversickerung wird das zu versickernde Wasser i.A. länger eingestaut. Eine möglichst rasche Entleerung der Becken erfordert eine Wasserdurchlässigkeit des Untergrundes von $k_f > 1 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$. Zum Schutz vor Selbstdichtung des Filters wird den Becken i.d.R. ein Absetzbecken vorgeschaltet.

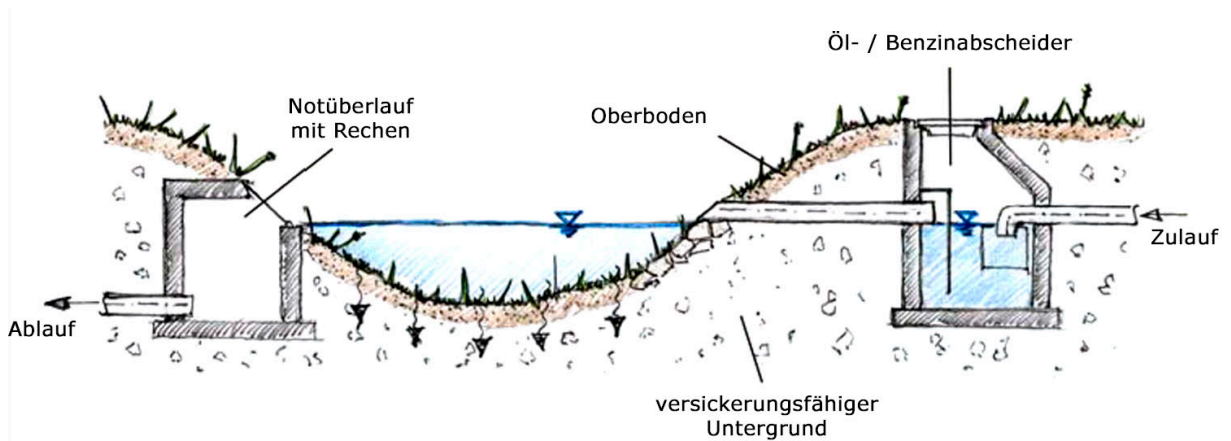


Abb. 3.11: Beckenversickerung (aus [Feldhaus, 2003])

3.4.4 Speicherung

Zum reinen Rückhalt von Regenwasser **ohne** integrierte Versickerung dienen folgende Anlagen:

- Filtermulde,
- Retentions-Filterbecken,
- Regenrückhaltebecken sowie
- Einstau- und Gründach.

Eine Filtermulde ist ein dräniertes Muldensystem mit Retentions- und Reinigungsfunktion, das gegen den Untergrund abgedichtet ist. Abfließendes Wasser wird einem Kontrollschacht zugeführt.

Retentions-Filterbecken: Gegen den Untergrund abgedichtete (vgl. Filtermulde), humosierte, dränierte Becken, denen ein Ölabscheider nachgeschaltet ist.

Regenrückhaltebecken (RRB) bewirken den Rückhalt durch Speichervolumen mit gedrosseltem Abfluss.

Durch Bepflanzen von speicherfähigem Bodensubstrat auf Dächern bzw. Bildung von Einstaubecken auf Flachdächern kann Regenwasser zurückgehalten werden. Eine Reduzierung der maximalen Abflussmenge erfolgt durch Verdunstung und verzögerten Abfluss.

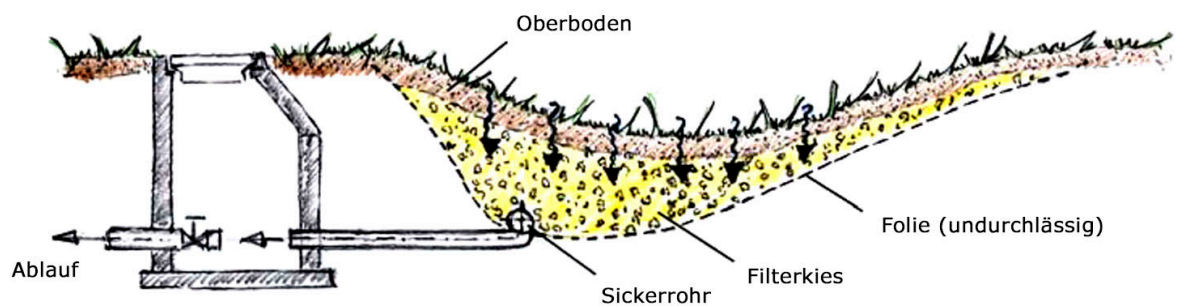


Abb. 3.12: Filtermulde (aus [Feldhaus, 2003])

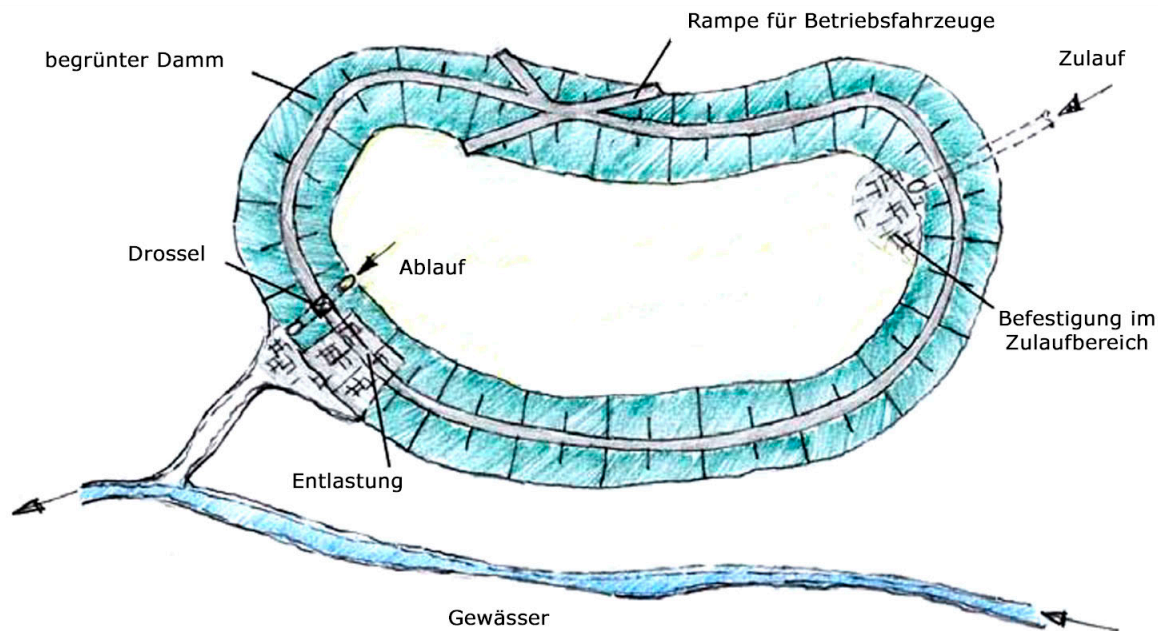


Abb. 3.13: Begrüntes, offenes Regenrückhaltebecken (aus [Feldhaus, 2003])

3.4.5 Behandlung

Ist das Regenwasser nicht tolerierbar schadstoffbelastet, wird eine Behandlung erforderlich. Je nach Art der Verschmutzung kann sie mechanisch und bzw. oder biologisch erfolgen.

Die **mechanische** Vorbehandlung zur Abscheidung von Leicht- und Schwebstoffen geschieht durch Sedimentation und Filtration. Bereits die **Sedimentation** hat eine hohe Reinigungsleistung, da viele Schadstoffe an Feststoffpartikel angelagert sind. Zusätzlich werden beim Absinken von Partikeln auch gelöste Stoffe angelagert. Durch ausreichende Dimensionierung und konstruktive Maßnahmen zur Reduzierung von Turbulenzen an Ein- und Auslauf von Sedimentationsbereichen lässt sich eine Aufwirbelung des bereits abgesetzten Schlammes minimieren. Durch **Filtration** bei der Bodenpassage oder z.B. durch geotextile Filter wird die Reinigungsleistung in Bezug auf die ungelösten Stoffe erhöht. Zudem können in der Bodenzone durch Adsorption und Ionenaustausch z.T. auch gelöste Stoffe zurückgehalten werden.

Anlagen zur rein mechanischen Vorbehandlung sind z.B. (konstruktive Details vgl. u.a. [Geiger und Dreiseitl, 2001]):

- Absetzschächte,
- Versickerungsschächte, ergänzt um einen Schlammfang im Sohlbereich,
- Versickerungsschächte mit eingehängtem Filtersack aus Geotextil,
- Leichtstoffabscheider (Kombination von Schlammfang, Benzin-Ölabscheider und/oder Koaleszenzabscheider),
- Wirbelabscheider (Abtrennung von Feststoffen durch Wirbelströmung) und
- Regenklärbecken/Regenüberlaufbecken.

Die **biologische** Behandlung des Regenwassers geschieht i.d.R. in Verbindung mit mechanischen Verfah-

ren. So werden bei der Passage des Wassers durch oberflächennahe Bodenschichten gelöste Stoffe durch Mikroorganismen abgebaut. Eine weitere Ausführungsart sind Teichanlagen, die ebenfalls eine biologische Reinigung bewirken.

Retentionsbodenfilter

Im Oktober 2005 wurde das Merkblatt DWA-M 178 „Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ veröffentlicht. Das Merkblatt ist eine Zusammenfassung der bisherigen Erfahrungen, die bei der Dimensionierung, konstruktiven Gestaltung und beim Betrieb von Retentionsbodenfiltern gemacht worden sind. Hinweise zu Bemessung, Bau und Betrieb sind auch in einigen Länderregelungen erschienen [LfU, 2002], [MUNLV, 2004], [HMULF, 2002].

Als Bodenfilter werden Filterbecken bezeichnet, die im Wesentlichen der Abtrennung partikulärer Stoffe sowie dem biologischen Abbau gelöster Stoffe dienen. Retentionsbodenfilter sind Bodenfilter, bei denen zusätzlich ein Speicherraum über dem Filtersubstrat angeordnet ist.

Retentionsbodenfilteranlagen im Misch- und Trennsystem bestehen aus einer Vorstufe (Regenüberlaufbecken oder Regenklärbecken) und einem nachgeschalteten Filterbecken mit integrierter Retention. Für eine wesentliche Reduzierung der hydraulischen Belastung von Gewässern können die Überläufe aus der Bodenfilteranlage noch in ein Regenrückhaltebecken geleitet werden.

Der eigentliche Bodenfilter besteht aus folgenden Elementen:

- Filterfläche (Lehmboden, Sandboden, Kombination Lehmboden/Sandboden) mit Drainage, Abdichtung und Bepflanzung,

- Retentionsraum,
- Überlauf des Retentionsraumes,
- Drosselorgan für den Drainageabfluss aus dem Filter.

Das vorgeschaltete Regenbecken sorgt für eine intermittierende Beschickung und soll absetzbare Stoffe weitgehend vom Filter fernhalten.

Im Filter erfolgt die mechanisch-biologische Reinigung des aus dem Regenbecken entlasteten Mischwassers/Regenwassers. Das Filtermaterial und die Filterschichtstärke richten sich nach den Reinigungszielen. Der Retentionsraum sorgt für die Zwischenspeicherung des zu filternden Regenwassers. Das nicht zu filternde Mischwasser/Regenwasser wird durch einen Überlauf aus dem Retentionsraum abgeleitet (Filterüberlauf).

Ein Drosselorgan begrenzt den Filterdurchsatz und damit die Filtergeschwindigkeit. Damit wird die Aufenthaltszeit des Mischwassers/Regenwassers im Filtersubstrat eingestellt und die jährliche Filterbelastung auf das zulässige Maß begrenzt.

Reinigungsziele für eine weitergehende Behandlung von Mischwasser/Regenwasser können sein:

- Hygiene: Keimreduktion in Trinkwasserschutzgebieten und bei Badegewässern;
- Zehrstoffe: Nitrifikation des Ammoniums und der weitergehende Abbau des CSB in Fließgewässern;
- Nährstoffe: z.B. die Phosphorelimination für empfindliche Gewässer;
- Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle: z.B. die Entfernung von Kohlenwasserstoffen bei einem hohen Anteil an stark befahrenen Straßen und Parkplätzen und bei Gewerbegebieten;
- Hydraulische Zielgrößen: Abflussdämpfung bei leistungsschwachen und erosionsempfindlichen Gewässern.

Gesicherte Aussagen über den Wirkungsgrad von Bodenfiltern und die erzielbaren Ablaufkonzentrationen sind heute noch nicht möglich. Für den Betrieb ist auf die notwendige intermittierende Beschickung in nicht zu großen Intervallen (sonst Gefahr der Vertrocknung) zu achten. Die Beschickung darf aber auch nicht in zu kleinen Intervallen erfolgen, da dann die Gefahr einer eingeschränkten Belüftung und der Kolmation des Bodens besteht.

3.4.6 Abschätzung der erforderlichen Behandlungsmaßnahmen

Ein Verfahren zur immissionsorientierten Bewertung von Regenwassereinleitungen enthält das BWK-Merkblatt M3 [BWK, 2007]. Eine Abschätzung zur qualitativen Gewässerbelastung und der daraus resultierenden Notwendigkeit und den Umfang von erforderlichen Behandlungsmaßnahmen kann mit dem Bewertungsverfahren nach Merkblatt DWA-M 153 vorgenommen werden.

Die Schutzbedürftigkeit des aufnehmenden Gewässers wird hier zunächst mit so genannten Gewässerpunkten bewertet.

Tab. 3.3: Bewertungspunkte für Gewässer (G) ohne besondere Schutzbedürfnisse [DWA, 2007b]

Gewässertyp, Beispiel	Bewertungspunkt für normale Schutzbedürfnisse (G)
großer Hügel- und Berglandbach (Wasserspiegelbreite bei MQ = 1–5 m; v > 0,5 m/s)	21
kleiner See, Weiher (unter 500 m ² Oberfläche)	10
Grundwasser außerhalb von Trinkwassereinzugsgebieten	8

Die Schadstoffbelastung über die Atmosphäre und über die Fläche kann mit Hilfe von Belastungspunkten, die jeweils über den Anteil der Einzelflächen an der gesamten undurchlässigen Fläche summiert werden, abgeschätzt werden.

Tab. 3.4: Bewertungspunkte für die stoffliche Belastung über die Atmosphäre und die Fläche [DWA, 2007b]

Verschmutzung, Beispiel	Belastungspunkt (B)
Atmosphäre: Siedlungsbereiche mit geringem Verkehrsaufkommen (durchschnittlicher täglicher Verkehr unter 5.000 Kfz/24h)	1
Fläche: Straßen mit 300 bis 5.000 Kfz/24h, z.B. Anlieger-, Erschließungs-, Kreisstraßenkleiner	19
Dachflächen (nicht kupfer-, zink- oder bleigedeckt) und Terrassenflächen in Wohn- und vergleichbaren Gewerbegebieten	8

Liegt die Belastung durch Regenwasser (B) über der Bewertung zum Schutz der Gewässer (G) sind Behandlungsmaßnahmen erforderlich. Die Reduzierung der Belastung durch Bodenpassagen (3 bis 5 Metern Mächtigkeit) unter Mulden, Rigolen, Schächten kann z.B. je nach Flächenbelastung mit 35 bis 80 % angenommen werden.

3.4.7 Nutzung

Ohne aufwändige Aufbereitung lässt sich weitgehend unverschmutztes Regenwasser für verschiedene Nutzungszwecke verwenden, welche keine Trinkwasserqualität erfordern:

- Haushalte, Kommunen:
Grünflächenbewässerung, Toilettenspülung, Waschmaschinen, Reinigungszwecke sowie
- Gewerbe, Industrie:
Betriebswasser.

Für Privathaushalte kann das Regenwasser von Dächern abgeleitet und in einer Zisterne gesammelt werden. Die Entnahme im Haus oder Garten erfolgt über Pumpen (vgl. u.a. [Geiger und Dreiseitl, 2001] und [König, 2001]). Der Einsatz von Regenwasser für Nicht-Privathaushalte muss höheren Anforderungen genügen. In Abhängigkeit von der Nutzung sind die erforderlichen Behandlungsverfahren auszuwählen. Detailliert sind mögliche Verfahren in [DWA, 2008b] beschrieben.

3.5 Verfahren der Schmutzwasser-ableitung

Die Ableitung von Schmutzwasser aus Haushalten und Kleinbetrieben steht im Vordergrund der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. Für betriebliches Schmutzwasser, das in den öffentlichen Kanal eingeleitet wird, kann eine Vorbehandlung erforderlich sein. Zusätzliche Hinweise bei Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers ergeben sich aus der jeweiligen Entwässerungssatzung sowie dem DWA Merkblatt M 115 [DWA, 2004a], [DWA, 2005d], [DWA, 2004b].

Alle Verfahren zur Abwasserableitung weisen Vor- und Nachteile auf. Eine überall anwendbare Standardlösung gibt es nicht. Jede Gemeinde muss ein auf die örtlichen Gegebenheiten zugeschnittenes Konzept entwickeln. Das optimale System lässt sich nur finden, wenn schon in der Planungsphase alle Alternativen geprüft werden. Für ein Entwässerungsprojekt können unterschiedliche Systeme kombiniert werden: Für die eine Straße kann die Druckentwässerung (vgl. Kap. 3.5.2 Druckentwässerung) sinnvoll sein, in der direkten Nachbarschaft die Freigefälleentwässerung (vgl. Kap. 3.5.1 Freigefälleentwässerung). Beide Kanäle können ohne technische Probleme einem gemeinsamen Sammler zugeführt werden. Ausführlich sind die Verfahren in „Abwasserleitung“ [Wbbau, 2006] dargestellt.

3.5.1 Freigefälleentwässerung

Die Freigefälleentwässerung nutzt die Schwerkraft zur Ableitung des Abwassers.

Die Tiefenlage der Kanalisation wird beeinflusst von topografischen Gegebenheiten und örtlichen Zwangspunkten (Tiefenlage der Keller, Kreuzung vorhandener Gewässer, Versorgungsleitungen etc.). Der Anschluss von Kellerentwässerungen im freien Gefälle ist **keine** zwingende Notwendigkeit. Die Rückstausicherheit von Kellern ist gemäß den Bestimmungen der DIN EN 752 und DIN 1986 zu gewährleisten. In den Satzungen wird die Rückstauenebene in der Regel mit ca. 0,10 m über Straßenoberkante angegeben.

Der **Vorteil** der Freigefälleentwässerung liegt bei den geringen Betriebskosten, da keine Energie für die Ab-

wasserförderung benötigt wird und i.d.R. nur geringe Wartungs-, Reparatur- und Erneuerungskosten anfallen.

Der wesentliche **Nachteil** der Freigefälleentwässerung liegt in den hohen Investitionskosten. Um Kanalablagerungen und die damit verbundenen Geruchsprobleme zu vermeiden, müssen die Kanäle ein ausreichendes Sohlgefälle besitzen. Dementsprechend müssen die Rohrgräben mit zunehmender Fließlänge tiefer werden (bei einem Gefälle von 2 ‰ beträgt z.B. die Höhendifferenz 2,0 m je 1.000 m). Die Kosten für einen Rohrgraben steigen mit zunehmender Tiefe überproportional an. Die auch als Schwemmkanalisation bezeichnete Freigefälleentwässerung benötigt einen Mindestabfluss, um die Schleppspannung zu überschreiten, bei dem die Feststoffe des Abwassers an der Kanalsohle liegen bleiben. Bei zu geringem Trinkwasserverbrauch und damit Abwasseranfall kann es zu Ablagerungen kommen.

Aus betrieblichen Gründen (u.a. Verstopfungsgefahr, Spülung, TV-Befahrung, nachträgliche Herstellung von Anschlüssen) wird empfohlen, unabhängig vom rechnerischen Gesamtabfluss in **öffentlichen Kanälen mit Freispiegelabfluss** im Allgemeinen die Mindestnennweite von DN 250 für einen Schmutzwasserkanal nicht zu unterschreiten.

Als Alternativen zur Freigefälleentwässerung bieten sich im ländlichen Raum zur Kosteneinsparung die Druck- und Unterdruckentwässerung an.

3.5.2 Druckentwässerung

3.5.2.1 Prinzip

Mit der Druckentwässerung wird i.d.R. **nur das Schmutzwasser** abgeleitet. Der Umgang mit dem Regenwasser ist gesondert zu untersuchen (RW-Bewirtschaftung, vgl. Kap. 3.4 Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung).

Bei der Druckentwässerung (Abb. 3.14) fördern kleine Pumpen das Schmutzwasser einzelner Häuser oder von Häusergruppen in ein Druckrohrnetz, welches das Schmutzwasser zur Behandlung ableitet. Zusätzlich können die Fließvorgänge innerhalb des Druckrohrnetzes durch Druckluftspülstationen geregelt und unterstützt werden.

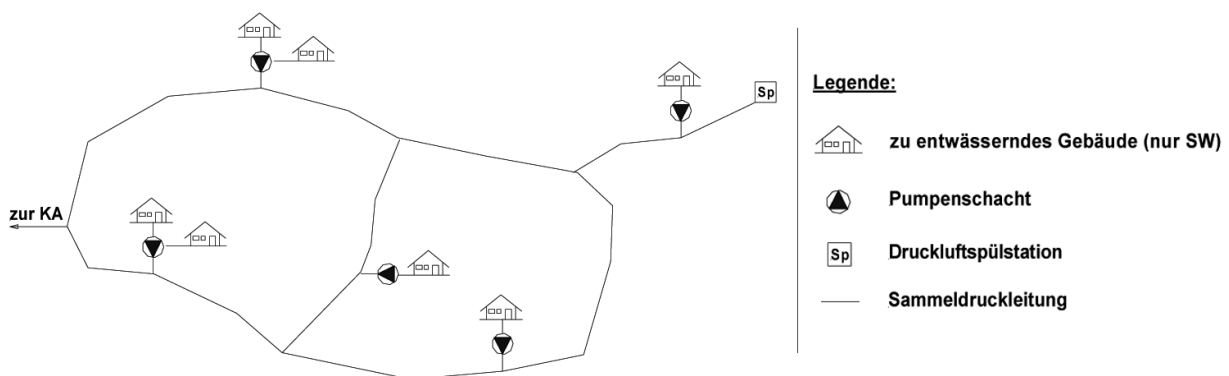


Abb. 3.14: Schematische Darstellung der Druckentwässerung [ATV, 1992a]

Gegenüber der Freigefällekanalisation werden anstelle der Abwasserkanäle mit zahlreichen Schächten geschlossene Leitungen ohne Einstiegsmöglichkeit verwendet. Eine Förderung des Abwassers mit Fremdenergie bzw. eine Spülung ist erforderlich.

Nachfolgend sind die wesentlichen Aspekte der Druckentwässerung erläutert. Einzelheiten sind im Arbeitsblatt DWA-A 116-2 (2007) [DWA, 2007a] nachzulesen. Es ist die DIN EN 1671 zu beachten.

3.5.2.2 Hauptkomponenten

Hauptkomponenten eines Druckentwässerungssystems sind:

- Hausanschlüsse,
- Sammeldruckleitungen und
- optional Druckluftspülstationen.

Hausanschlüsse

Der Übergang von den Freigefälleleitungen der Hausinstallation auf die Druckentwässerung erfolgt in einem Pumpenschacht außerhalb des Hauses. Zur Erhöhung der Wirtschaftlichkeit können mehrere Wohneinheiten an einen Hausanschluss herangeführt werden (Problem: Haftung). Die Hausanschlussdruckleitungen sollten vom Pumpenschacht zur Sammelleitung steigend verlegt werden. Jeder Hausanschluss muss mit einem Absperrorgan versehen werden.

Pumpschächte für bis zu drei Häuser können als Fertigschacht ausgeführt und mit einer Pumpe bestückt werden. Pumpschächte oder Pumpwerke, an die eine größere Zahl von Anwesen angeschlossen ist, werden i.d.R. als Doppelpumpstation mit größeren Schachtdurchmessern ausgeführt.

Bei der Pumpenbemessung muss ein Fremdwasserzufluss nicht berücksichtigt werden. Der bei Pumpen- oder Stromausfall erforderliche Notstauraum wird i.d.R. im Pumpenschacht bereitgestellt. Nach DIN EN 1671 ist ein Notstauraum von mindestens 25 % des mittleren täglichen Schmutzwasseranfalls vorzuhalten. Der Betrieb der Pumpen ist wasserstandsabhängig zu regeln (z.B. durch Drucklufteinperlung, Schwimmerschaltung).

Sammeldruckleitungen

Sammeldruckleitungen der Druckentwässerung können im Ringnetz nach *Abb. 3.14* oder alternativ im Verästelungsnetz angeordnet werden. Bei sehr langen Leitungsstrecken sind Zwischenpumpstationen einzurichten, um die Drücke an den Hausanschlüssen zu begrenzen. Um Ablagerungen zu verhindern, sind Fließgeschwindigkeiten $> 0,7$ m/s einzuhalten.

Die Leitungen sind in frostfreier Tiefe zu verlegen. Bei stark geneigten Leitungsabschnitten müssen an den Leitungshochpunkten Entlüftungseinrichtungen vorgesehen werden.

Die Ermittlung des wirtschaftlichsten Rohrdurchmessers unter Berücksichtigung von Investitions- und Förderkosten ist bei Anlagen im ländlichen Raum wegen der meist geringen Fördermengen nicht sinnvoll. Es können durchaus höhere Reibungsverluste in Kauf ge-

nommen werden, da die entstehenden Fördermehrkosten wegen der geringen Fördermengen unerheblich sind. Anzustreben sind kleine Durchmesser und vertretbar hohe Schalzhäufigkeiten der Pumpen. Nach DWA-A 116-2 [DWA, 2007a] sollte der Innendurchmesser mindestens DN 65 betragen. Werden Pumpen mit Schneideinrichtung verwendet, kann der Durchmesser auf DN 32 reduziert werden.

Als Rohrmaterial werden üblicherweise PE-HD-Rohre verwendet. Auf die Korrosionsbeständigkeit aller Materialien ist zu achten.

Zur Vermeidung von Geruchsproblemen sollte die Ausmündung von Druckleitungen in unmittelbarer Nähe von Wohnhäusern grundsätzlich vermieden werden. Darüber hinaus kann der Geruchsemission entgegengewirkt werden, indem das Ende einer Druckleitung unter einem Wasserpolster in den Anschlusschacht geführt wird.

Druckluftspülstationen

Druckluftspülstationen unterstützen die Fließvorgänge innerhalb des Druckrohrsystems, indem sie regelmäßig oder nach Bedarf Druckluft in das System eingeben. Dies bewirkt:

- eine Verkürzung der Aufenthaltszeit des Schmutzwassers,
- eine Reduzierung der H_2S -Bildung (Gefahr der biogenen Schwefelsäurekorrosion in Abwasserbauwerken),
- einen Sauerstoffeintrag ins Schmutzwasser und
- das Lösen von Ablagerungen und Verkrustungen.

Grundsätzlich sollte jede Sammeldruckleitung mindestens mit einem Anschlussstutzen für einen mobilen Spülkompressor ausgestattet werden. Bei Druckleitungen mit niedrigen Aufenthaltszeiten von < 3 h genügt die Installation eines Anschlussstutzens zur zeitweiligen Spülung mit einem mobilen Kompressor. Für Druckleitungen mit langen Aufenthaltszeiten des Abwassers ist die Einrichtung einer stationären Druckluftspülstation empfehlenswert. Dabei wird in frei wählbaren Zeitabständen, jeweils in einer Pumpenpause, Druckluft aus einem Vorratsbehälter oder bei kleineren Leitungen direkt aus dem Kompressor in die Sammeldruckleitung eingepulst [Dippold und Schütte, 2000].

3.5.2.3 Betrieb und Wartung

Schächte von Hausanschlüssen haben ein Speichervolumen, das groß genug ist, dass ein kurzfristiger Ausfall der Anlage nicht zu Beeinträchtigungen des Betriebs führt. Eine akustische oder optische Meldung bei Betriebsausfall muss vorhanden sein. Es ist zweckmäßig, einen Betriebsstundenzähler zur Überwachung der Pumpenlaufzeit anzuordnen. Ein Wartungs- und Störungsdienst sollte eingerichtet werden.

Pumpen mit Schneidwerken unmittelbar hinter dem Hausanschluss arbeiten i.d.R. problemfrei. Schneidwerkspumpen innerhalb des Netzes sind jedoch aufgrund des aus Baustellen und über Schachtdeckel etc. eingetragenen Sandes bereits nach kurzer Betriebszeit stumpf.

Die Durchflussrichtungen in den Sammeldruckleitungen sind von Zeit zu Zeit zu wechseln, damit auch weniger beaufschlagte Stränge zeitweise gespült werden. Zur Spülung abgelegener Netzteile können auch mobile Druckluftstationen verwendet werden.

Die Wartung der Förderaggregate und der Druckluftstationen richtet sich nach den Vorschriften der Hersteller. Dabei sollten die Schächte einschließlich der Förderaggregate jährlich einmal überprüft und beschädigte bzw. korrodierte Teile ersetzt werden. Das Rohrnetz ist, abgesehen von Reparaturen aufgrund von Schädigungen, wartungsfrei.

In die Entwässerungssatzung sind Festlegungen über Herstellung, Betrieb und Unterhaltung der Druckentwässerungsanlagen aufzunehmen. Möglich sind z.B. folgende Festlegungen:

- Werden die Abwässer von einem Grundstück in eine Druckentwässerungsanlage eingeleitet, hat der Eigentümer die Herstellung der zum Sammeln und zur Förderung der Abwässer dienenden Einrichtungen sowie der Anschlussleitungen zwischen diesen Einrichtungen und der Grundstücksgrenze auf seinem Grundstück zu dulden; gleiches gilt für den Betrieb und die Unterhaltung sowie für erforderlich werdende Instandsetzungs-, Änderungs- und Erneuerungsarbeiten,
- Art und Lage der Einrichtungen werden von der zuständigen Stelle bestimmt. Leitungen und Schächte dürfen nicht überbaut werden,
- Mängel, die der Grundeigentümer oder ein sonstiger Benutzer an den Einrichtungen zum Sammeln und zur Förderung der Abwässer bemerkt, sind der zuständigen Stelle unverzüglich mitzuteilen sowie
- der Grundeigentümer hat den Bediensteten der zuständigen Stelle und den von ihr Beauftragten jederzeit den Zugang zu den Einrichtungen und Leitungen zu gestatten.

3.5.2.4 Anwendung der Druckentwässerung

Folgende Verhältnisse begünstigen die Anwendung der Druckentwässerung:

- geringe Besiedlungsdichte,
- Entwässerung im Trennverfahren,
- mangelndes Geländegefälle (Freigefällekanalisation würde große Tiefe erreichen),
- hoher Grundwasserstand (Kosten der Grundwasserhaltung),
- ungünstige Untergrundverhältnisse (Kosten des Rohrgrabens),
- Abwasseranfall nur zeitweise (z.B. Campingplätze) und
- Vorteile der Baudurchführung (schneller Leitungsbau, geringe Verkehrsbehinderung, schmale Rohrgräben).

Die Investitionen können in diesen Fällen gegenüber der Freigefällekanalisation geringer sein (Kostenvergleichsberechnung: Kosten für Investition, Betrieb, Wartung, Abschreibung, Verzinsung).

Die politische Umsetzung einer Druckentwässerung kann problematisch sein. Oft scheitert sie an der Satzung bzw. an der nicht geklärten Frage, wer die Kosten für Bau, Betrieb und Unterhaltung der Anlagen übernimmt.

3.5.3 Unterdruckentwässerung

3.5.3.1 Prinzip

Auch bei der Unterdruckentwässerung wird i.d.R. **nur das Schmutzwasser** abgeleitet. Der Umgang mit dem Regenwasser ist gesondert zu untersuchen (RW-Bewirtschaftung, vgl. *Kap. 3.4 Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung*).

Bei der Unterdruckentwässerung („Vakuumentwässerung“) werden geschlossene Leitungssysteme ohne Einstiegsmöglichkeiten verwendet. Durch den im System anstehenden Unterdruck ist ein Austritt von Schmutzwasser ins Grundwasser ausgeschlossen.

Unterdruckleitungen bilden ein Verästelungsnetz mit einer zentralen Unterdruckstation. Anstelle einer Pumpstation pro Haus wird nur je ein Absaugventil und eine zentrale Saugstation benötigt. In dieser Station wird mit Vakuumpumpen in größeren Behältern ein Unterdruck gegenüber der Atmosphäre erzeugt. Dieser Unterdruck wirkt aus den Behältern über die Rohrleitungen bis zu den Hausanschlüssen (*Abb. 3.15*).

Beim Öffnen der Ventileinheiten während des Absaugvorganges im Hausanschluss wird entweder der vorhandene Unterdruck (Membranventil) oder Fremdenergie (motorisch betriebener Schieber) verwendet. Im letzten Fall ist eine Stromversorgung an jeder Ventileinheit erforderlich.

Öffnen die Ventile bei den Hausanschlüssen, werden Schmutzwasser und Luft in das Rohrsystem eingesaugt und durchströmen das Rohr in Richtung Vakuumstation. Das Transportmittel Luft nimmt dabei das Schmutzwasser mit. Dabei können sich prinzipiell zwei unterschiedliche Typen des Transportes von Schmutzwasser ausbilden:

- Profenströmung: Luft und Schmutzwasser bleiben weitgehend getrennt sowie
- vollständige Mischung: Luft und Schmutzwasser werden miteinander vermischt.

Tatsächlich werden sich in den Rohrleitungen Strömungsverhältnisse einstellen, die eine Kombination aus den beiden beabsichtigten Strömungsarten darstellen.

Luft und Schmutzwasser gelangen schubweise oder gemeinsam in die Unterdruckbehälter. Von dort saugen Vakuumpumpen die Luft ab. Aus den Behältern wird das Schmutzwasser diskontinuierlich entnommen und zur Behandlung weitergefördert.

Nachfolgend sind die wesentlichen Aspekte der Unterdruckentwässerung erläutert. Einzelheiten enthält das Arbeitsblatt DWA-A 116-1 [DWA, 2005b]. Es gilt die Norm DIN EN 1091.

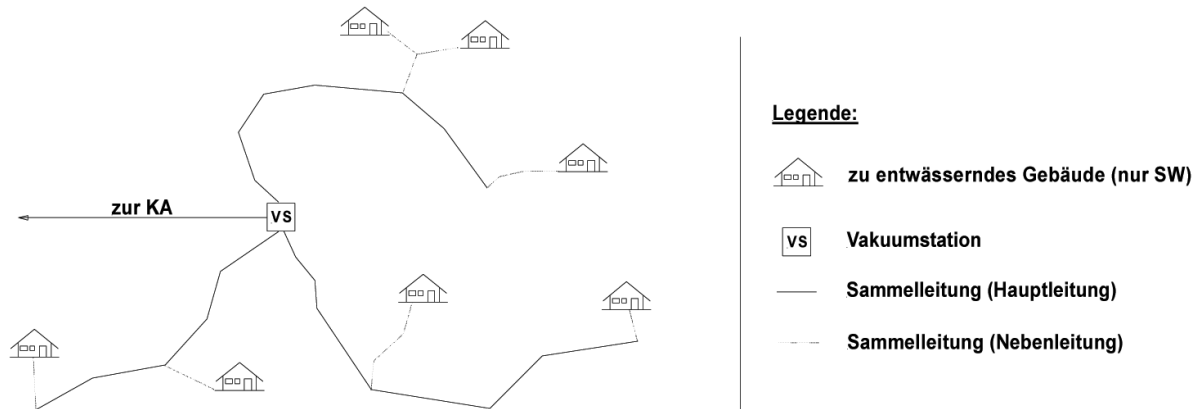


Abb. 3.15: Schematische Darstellung der Unterdruckentwässerung [ATV, 1992a]

3.5.3.2 Hauptkomponenten

Das System der Unterdruckentwässerung setzt sich aus folgenden Hauptkomponenten zusammen:

- Hausanschlüsse,
- Sammelleitungen (Haupt- und Nebenleitungen) sowie
- Vakuumsstation.

Hausanschlüsse

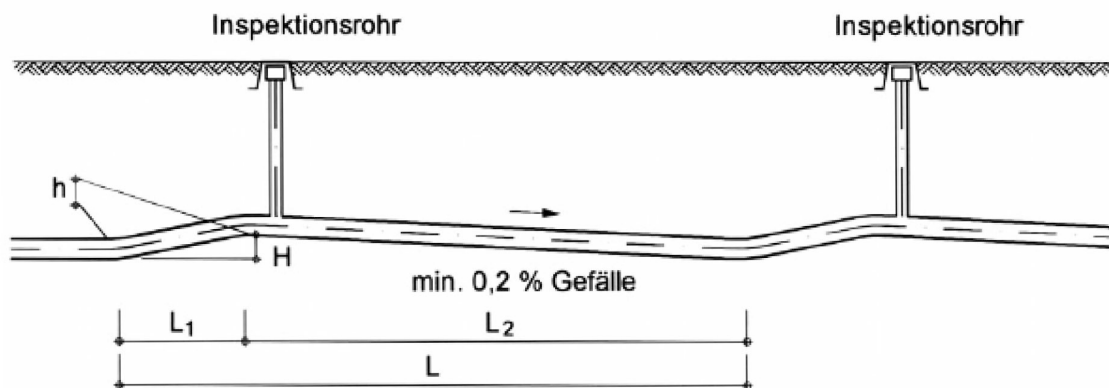
Der Übergang von den Freigefälleleitungen der Hausinstallation auf die Unterdruckentwässerung kann entweder im Keller oder außerhalb des Hauses in einem Schacht erfolgen. Es ist auch möglich, Vakuumtoiletten unmittelbar und andere Sanitäreinrichtungen über Absaugeinheiten an Unterdruckleitungen im Gebäude anzuschließen. Der Hausanschluss besteht aus Ventileinheit (Steuereinrichtung mit Ventil) und Hausanschlussleitung. Nach DIN EN 1091 ist ein Rückstauvolumen von mindestens 25 % des mittleren täglichen Schmutzwasseranfalls vorzuhalten. Dieser Notstauraum kann auch in der Verbindungsleitung zwischen Gebäude und Schacht in Form einer Freigefälleleitung ausgebildet werden.

Sammelleitungen

Sammelleitungen der Unterdruckentwässerung sind im Verästelungsnetz nach *Abb. 3.15* anzuordnen. Eine Anordnung im Ringnetz ist **nicht** möglich.

Die Mindestnennweite von Sammelleitungen beträgt DN 65. Sie sind in frostfreier Tiefe zu verlegen. Um eine Pfropfenströmung (s.o.) zu erzielen, werden die Sammelleitungen der Unterdruckentwässerung mit Hoch- und Tiefpunkten (*Abb. 3.16*) verlegt. Das Höhenprofil der Unterdruckleitungen muss so ausgebildet werden, dass sich an Tiefpunkten Schmutzwasser ansammelt, das durch nachströmende Luft beschleunigt und über nachfolgende Hochpunkte geschoben wird. Absperrereinrichtungen sollten in Abstand von höchstens 450 m, Inspektionsrohre im Abstand von nicht mehr als 100 m angeordnet werden.

Wellenprofil (W)



Profilabmessungen:

$$H \approx d_i + 5 \text{ cm}; \quad h = H - d_i \approx 5 \text{ cm}; \quad L_1 \geq 2 \cdot (R \cdot H)^{1/2}; \quad L_2 \leq 500 \cdot H$$

Abb. 3.16: Sammelleitung einer Unterdruckentwässerung mit Hoch- und Tiefpunkten [DWA, 2005b]

Vakuumsation

Die Vakuumsation erzeugt den für den Betrieb erforderlichen Unterdruck (üblich 0,6 bis 0,7 bar). Die Station besteht i.d.R. aus einem bzw. mehreren im Erdreich eingebauten Unterdruckbehältern sowie einem Betriebsgebäude für die Aufnahme der Vakuumpumpen und der elektrischen Einrichtungen. Von der Vakuumsation aus kann das im Unterdruckbehälter gesammelte Abwasser entweder hydraulisch oder pneumatisch weiter gefördert werden.

Die Vakuumsation sollte zentral und möglichst im Geländetiefpunkt des zugehörigen Entwässerungsnetzes liegen, da sich an den Tiefpunkten das Schmutzwasser sammelt. Da von der Station Geräusch- und Geruchsemissionen ausgehen können, sollte zur umgebenden Bebauung ein ausreichender Abstand verbleiben.

3.5.3.3 Betrieb und Wartung

Von den aufgeführten Hauptkomponenten bedarf nur die Vakuumsation einer intensiveren Wartung (Vakuumpumpe, Förderaggregate). Die DWA-A 116-1 [DWA, 2005b] stellt die folgenden Anforderungen:

- Es ist ein Betriebstagebuch zu führen.
- Der Abschluss eines Wartungsvertrages mit dem Systemlieferanten wird empfohlen.
- Betreiber sollten einige Absaugventileinheiten zum Austausch auf Lager halten.
- Um die Störungshäufigkeit und den Zeitaufwand für die Störungssuche gering zu halten, wird eine vorbeugende Wartung gemäß Herstellerempfehlungen empfohlen.
- Auf die Bestimmungen der Selbstüberwachungs- oder Eigenkontrollverordnungen der Länder wird hingewiesen.

Zweckmäßigerweise sollten Übertragungseinrichtungen für Störmeldungen zum Klärwerk vorhanden sein.

Des Weiteren wird auf Anhang F der DIN EN 1091 verwiesen.

3.5.3.4 Anwendung der Unterdruckentwässerung

Grundsätzlich gelten die für die Druckentwässerung genannten Anwendungsfälle (vgl. Kap. 3.5.2.4 Anwendung der Druckentwässerung).

Die Länge von Hauptsträngen einer Vakuumsation kann in ebenem Gelände bis 4 km betragen. Sie muss bei in Fließrichtung ansteigendem Gelände kürzer und darf bei abfallendem Gelände länger sein.

Ein besonderer Anwendungsbereich der Vakuumentwässerung kann dort gegeben sein, wo auf große Sicherheit gegen Leckagen Wert gelegt werden muss (z.B. Trinkwasserschutzgebiete, Gewerbe- und Industriegebiete mit stark Wasser gefährdenden Stoffen im Schmutzwasser). Aufgrund besonderer technischer Anforderungen ist die Verlegung der Rohre relativ teuer. Als Vorteil kann sich jedoch die gemeinsame Verlegung mit Trinkwasserleitungen in einem Graben erweisen.

Die Unterdruckentwässerung ist ein Sonderentwässerungsverfahren, das in bestimmten Anwendungsbereichen wirtschaftlicher als andere Entwässerungsverfahren sein kann. Bei der Entwicklung neuartiger Sanitärkonzepte mit Behandlung von Teilströmen des Abwassers spielt die Vakuumentwässerung zunehmend eine Rolle (vgl. Kap. 7 Neuartige Sanitärsysteme).

3.5.4 Gefälledruckleitungen

Eine oft kostengünstige Ausführung der Abwasserkanäle sind Gefälledruckleitungen. Dies sind unter Druck durchflossene Rohrleitungen, welche unter Ausnutzung der Höhenunterschiede zwischen Ein- und Auslauf das Abwasser ohne Energiezufuhr transportieren („Druckleitungen ohne Pumpstation“). Die Leitungen können mehrere Hoch- und Tiefpunkte haben, im Mittel jedoch ein Gefälle zum Auslauf.

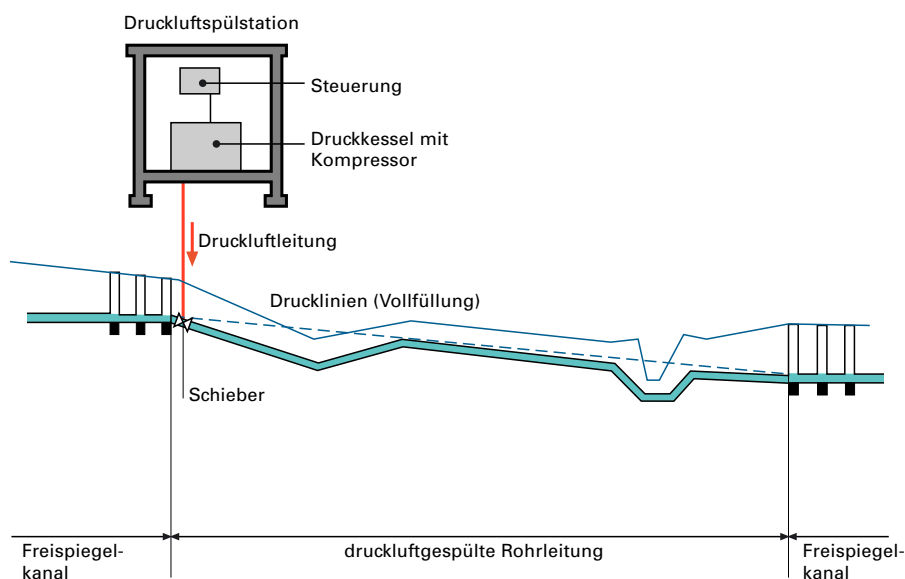


Abb. 3.17: Schematischer Längsschnitt einer Gefälledruckleitung mit Druckluftspülung

Die Leitungen werden dem Gelände folgend frostfrei verlegt. Mindestgefälle brauchen nicht eingehalten zu werden. Die Leitungen können auch abschnittsweise steigend verlegt werden, solange Hochpunkte unter der Drucklinie liegen. Zur Vermeidung von Ablagerungen, zur Belüftung des Abwassers und zur Verringerung der Aufenthaltszeit wird eine Druckluftspülung eingesetzt (Abb. 3.17).

Als Mindestdurchmesser ist bei gut ausgeprägten Gefälleverhältnissen DN 150, ansonsten DN 200 zu empfehlen. Bei der Dimensionierung ist die hydraulische Wirkung von Lufteinschlüssen in der Leitung zu berücksichtigen, die sowohl die Leistungsfähigkeit der Leitung als auch die Fließgeschwindigkeit beeinflussen.

Ist der zum Transport erforderliche Höhenunterschied nicht in dem für einen sicheren Betrieb notwendigen Maß vorhanden, ist zu prüfen, ob der Einsatz einer Pumpe bei kleinerem Leitungsdurchmesser und eventuell entfallender Druckluftspülanlage kostengünstiger ist.

Vorteile der Gefälledruckleitung gegenüber der Freispiegelleitung sind:

- es können Rohre geringerer Nennweite verlegt werden,
- die Einhaltung eines gleichmäßigen Gefälles ist nicht erforderlich; Hoch- und Tiefpunkte unterhalb der hydraulischen Drucklinie sind zulässig sowie
- die Schachtabstände sind größer, da nur Kontroll- und Reinigungsöffnungen vorzusehen sind.

Weitere Hinweise enthält DWA-A 110 [DWA, 2006c]. Im Übrigen gelten die Bemessungsgrundsätze für druckluftgespülte Abwassertransportleitungen [DWA, 2011c].

3.5.5 Absetzentwässerung

Eine weitere Alternative zur herkömmlichen Kanalisation ist die Absetzentwässerung [Wbbau, 2006]. Bei diesem System ist am Hausanschluss vor Einleitung in die Kanalisation eine Absetzgrube angeordnet (vgl. Kap. 4.4.2 *Vorbehandlung*). Es wird nur der Überstand in den Kanal geleitet.

Absetzbare Stoffe, Schwimmstoffe und Grobstoffe werden von der Kanalisation ferngehalten. Damit werden kleinere Rohrdurchmesser, geringere Fließgeschwindigkeiten und technische Vereinfachungen an der Kanalisation möglich. Dies ist besonders dann eine kostengünstige Option, wenn bestehende Gruben weiter verwendet werden können.

3.6 Umgang mit Teilortskanalisationen

Die folgenden Ausführungen stellen eine Zusammenfassung einzelner Teilaspekte eines Forschungsprojektes dar, das an der Bauhaus-Universität Weimar zum Thema Teilortskanalisationen bearbeitet wurde [Temann, 2012].

3.6.1 Ein etabliertes Provisorium

Eine Teilortskanalisation (Tok) ist ein dezentrales Entwässerungssystem, das besonders in Thüringen, Sachsen und im Süden Sachsen-Anhalts, verbreitet ist. Es handelt sich konkret um ein

„öffentliches Netz von Rohrleitungen, offenen Gräben und Schachtbauwerken, das vollständig oder teilweise behandeltes Schmutzwasser oder gering verschmutztes Schmutzwasserteilströme sowie meist auch Regenwasser von mehreren Grundstücken ohne vorherige Behandlung in ein Gewässer ableitet.“ [Temann, 2012]

Das Gros der heutigen Teilortskanalisationen im mitteldeutschen Raum stammt aus den Jahren zwischen 1960 und 1990. Sie wurden i.d.R. abschnittsweise, entsprechend dem jeweils am dringendsten erachteten Bedarf und unter konsequenter Ausnutzung der örtlichen Gegebenheiten errichtet.

Die Behandlung des Schmutzwassers erfolgt bei Teilortskanalisationen auf den jeweils angeschlossenen Grundstücken in Kleinkläranlagen, bei denen es sich i.d.R. um einfache Dreikammergruben handelt. Offiziell handelte es sich dabei um Behelfsanlagen, die nur übergangsweise bis zum Bau entsprechender Ortskläranlagen eingesetzt werden sollten. Dazu ist es aufgrund unzureichender Ressourcen aber nur in den seltensten Fällen gekommen, so dass die ursprünglichen Provisorien bis in die heutige Zeit überdauert haben.

Typische Merkmale für einen Teilortskanal, umgangssprachlich oftmals auch „Bürgermeisterkanal“ genannt, sind verschiedenen Quellen ([SMUL, 2003], [SMUL, 2008], [Domenick et al., 2008] und [Eichhorn, 2001]) zufolge u.a.:

- führt nicht zu einer Abwasserbehandlungsanlage (obligatorisch),
- erstmalige Herstellung meist zwischen etwa 1960 und 1990,
- schlechter baulicher Zustand (soweit nicht zwischenzeitlich erneuert),
- verläuft auf öffentlichen oder auf öffentlichen und privaten Grundstücken,
- besteht aus teils aus wechselnden Materialien und Nennweiten,
- verrohrte Abschnitte und offene Gräben wechseln einander ab,
- Richtungsänderungen sind teilweise ohne Schächte realisiert,
- Schächte teilweise mit Schlammfang und ohne Gerinne,
- Verlegung in geringen Tiefenlagen,
- je nach Topografie teilweise extreme Sohlgefälle,
- oftmals fehlende Dokumentationen zu Lage, Konstruktion und baulichem Zustand.

Bedingt durch den relativ niedrigen Stellenwert der Abwasserbeseitigung in der ehemaligen DDR und dem für die Planwirtschaft typischen Mangel an Planungs- und Baukapazitäten waren oftmals Probleme bei der Konzeption und baulichen Umsetzung der Tok-Anlagen zu verzeichnen.

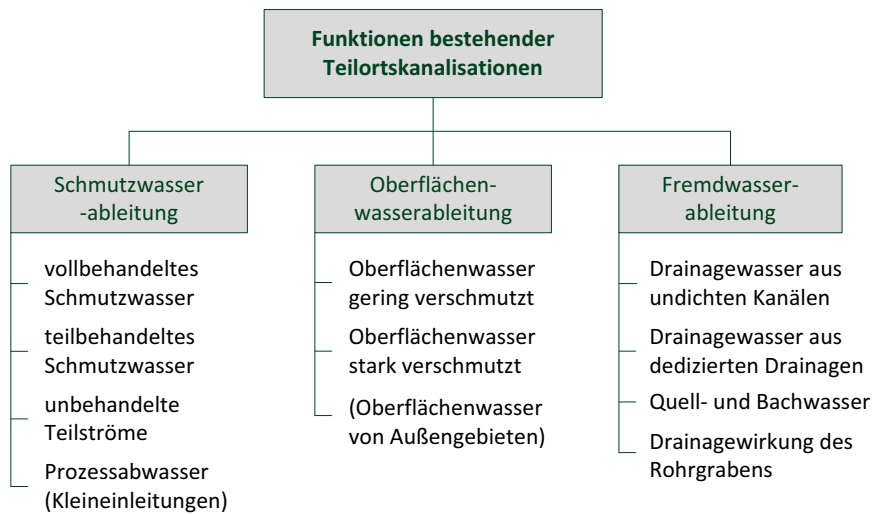


Abb. 3.18: Funktionen von Teilortskanalisationen [Temann, 2012]

Dennoch wurden durch das Engagement der beteiligten Akteure hohe Sachwerte geschaffen, von denen viele Bürger im ländlichen Raum noch heute profitieren können und die bei der Erarbeitung neuer Konzepte angemessen zu berücksichtigen sind. Bei der Beurteilung bestehender Tok-Systeme ist außerdem zu beachten, dass ein größerer Anteil dieser Anlagen nach 1990 erneuert worden ist – wenngleich die Qualität neu gebauter Kanäle auch unter marktwirtschaftlichen Bedingungen nicht immer den Anforderungen entspricht. Insgesamt muss das Bild von der maroden Bausubstanz bestehender Tok einer differenzierteren Betrachtung weichen.

Tok erfüllen vielfältige Aufgaben: Neben der Ableitung von mehr oder weniger behandeltem Schmutzwasser bzw. Schmutzwasserteilströmen und der Oberflächenentwässerung spielen die Anlagen auch bei der Ablei-

tung von Drainage-, Quell- und Bachwasser eine wichtige Rolle.

Im Einzelfall werden nicht immer alle Funktionen ausgefüllt. Die Komponenten Schmutz- und Oberflächenwasser sind jedoch fast immer relevant, so dass bei Teilortskanalisation auch von einer Sonderform der Mischwasserkanalisation gesprochen werden kann.

3.6.2 Besonderheiten bestehender Teilortskanalisationen

3.6.2.1 Aufbau und Systemgrenzen

Eine Teilortskanalisation stellt im Grunde ein recht einfaches System dar. Das System einer Tok kann in Anlehnung an die Systemgliederung nach [DWA, 2006b] entsprechend *Abb. 3.19* beschrieben werden.

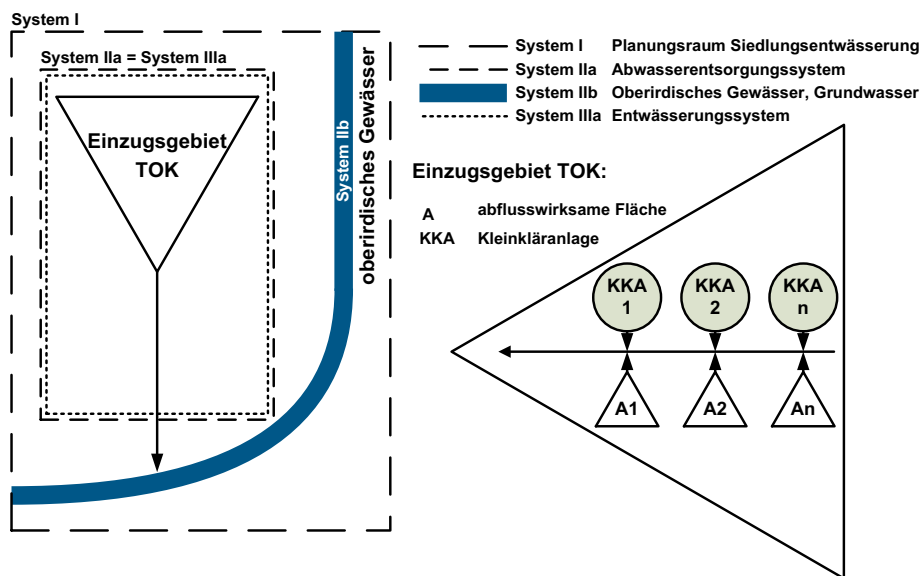


Abb. 3.19: Systemgliederung bei einer Teilortskanalisation mit Elementen des Einzugsgebietes (in Anlehnung an DWA A 100) [Temann, 2012]

Der wesentliche Unterschied zur Vollkanalisation besteht darin, dass die Kläranlage (Systemebene IIIb) als Teil des (öffentlichen) Abwasserentsorgungssystems bei Tok-Systemen nicht vorhanden ist. Stattdessen gibt es mehrere Kleinkläranlagen, die als private Anlagen außerhalb des (öffentlichen) Abwasserentsorgungssystems dem Einzugsgebiet zuzuordnen sind. Das Abwasserentsorgungssystem (Systemebene IIa) ist in diesem Falle mit dem Entwässerungssystem (Systemebene IIIa) identisch.

3.6.2.2 Entwässerungsgebiete mit Teilortskanalisationen

Teilortskanalisationen kommen heute noch oft in ländlich strukturierten Einzugsgebieten vor, die kleiner als 15 ha sind und in denen weniger als 500 Einwohner leben. Sie sind besonders im Mittelgebirgs- und Hügelland verbreitet, wo aufgrund ausreichender Geländegefälle günstige Bedingungen für Freigefälleleitungen gegeben sind.

Der spezifische Schmutzwasseranfall liegt in den Tok-Gebieten, wie überall im ländlichen Raum des Ostens, deutlich unter dem bundesweiten Durchschnitt und beträgt z.B. in Sachsen nur etwa 85 l/(E·d) [StBA, 2009]. Gebiete mit Teilortskanalisationen liegen häufiger in Gegenden mit stark rückläufiger Einwohnerzahl und sind somit von den negativen Auswirkungen des demografischen Wandels besonders stark betroffen. Für

Leitungsgebundene Infrastruktursysteme ist damit grundsätzlich eine Erhöhung der Kosten verbunden [Londong et al., 2011]. Lokale Sondereinflüsse können aber auch gegenteilige Entwicklungen zur Folge haben.

Bezüglich der Abflussbildungsparameter bei der Oberflächenentwässerung gibt es keine grundsätzlichen Unterschiede zu anderen Systemen – es kommt wie überall auf die konkreten örtlichen Verhältnisse an. Ebenso können zum Fremdwasseranfall keine allgemeingültigen, quantitativen Aussagen in Bezug auf Tok-Gebiete getroffen werden.

3.6.2.3 Mögliche Ausprägungen von Tok-Netzen

Teilortskanalisationen decken in den wenigsten Fällen ein Entwässerungsgebiet komplett ab. Meist gibt es entweder einzelne Grundstücke, Straßenzüge oder auch ganze Ortsteile, deren mehr oder weniger behandelten Abwässer direkt in ein Gewässer eingeleitet, versickert oder in abflusslosen Gruben gesammelt werden.

Die Kanallängen je Einwohner sind bei Tok-Netzen, wie auch sonst im ländlichen Raum, relativ hoch. In der Literatur stehen 0,5–5 m/E in Stadtgebieten Werten von 4–20 m/E in den Landkommunen gegenüber (vgl. [Gassner und Heckenbücker, 1995] oder [Lautrich, 1980]). Studien in Tok-Gebieten lieferten Werte von 10–39 m/E [Temann, 2012].

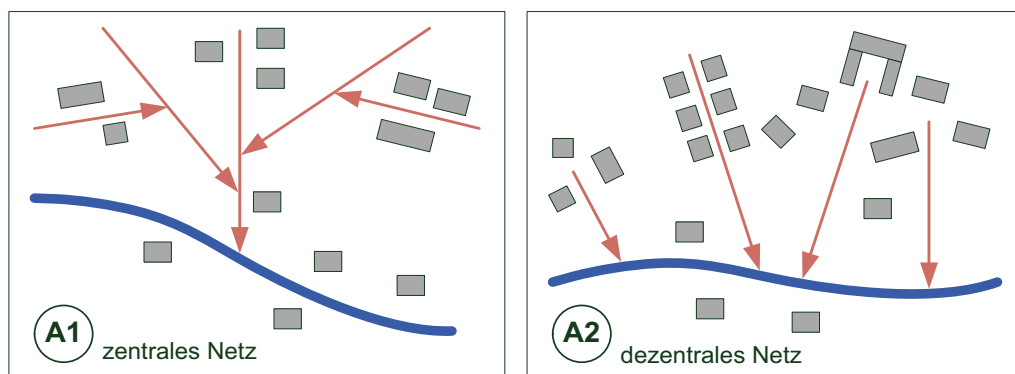


Abb. 3.20: Idealtypen von Tok-Netzen [Temann, 2012]

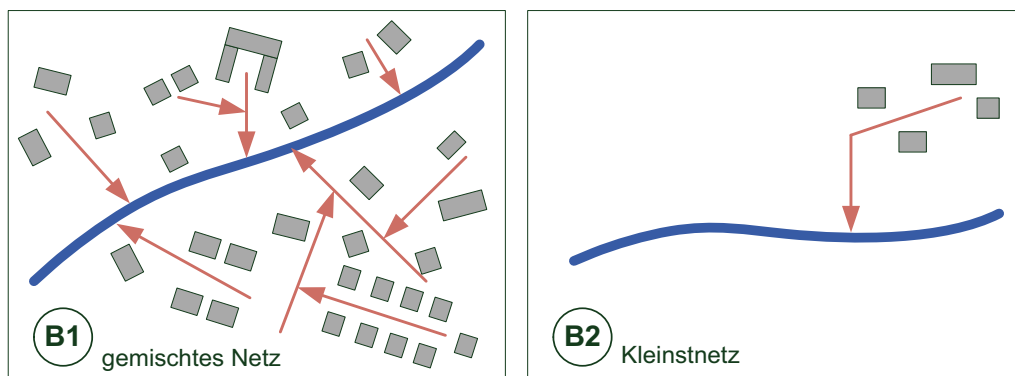


Abb. 3.21: Gemischtes Netz und Kleinstnetz [Temann, 2012]

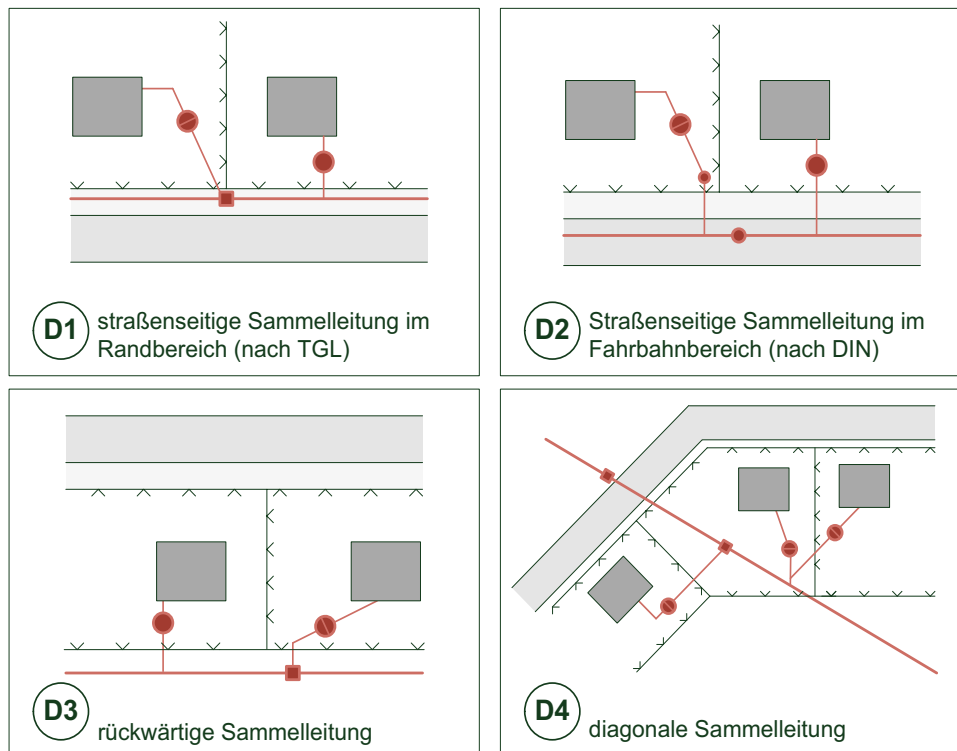


Abb. 3.22: Verschiedene Varianten der Trassenführungen von Tok [Temann, 2012]

Bezogen auf die Netzstruktur gibt es zwei Idealtypen von Tok. In einem zentralen Netz (Abb. 3.20, A1) gibt es lediglich einen Hauptstrang mit einer Einleitstelle, die Hausanschlüsse sind zum Großteil an entsprechende Nebenstränge angebunden. Demgegenüber sind beim dezentralen Netz (Abb. 3.20, A2) mehrere Einleitstellen vorhanden. Es gibt ebenso viele Hauptstränge, in die die Hausanschlüsse jeweils direkt einbinden.

Die weitaus meisten der vorhandenen Netze sind jedoch als gemischte Netze (Abb. 3.21, B1) zu bezeichnen, worunter sich die Gesamtheit der unzähligen Abstufungen zwischen den beiden Idealtypen zusammenfassen lässt. Einen Sonderfall, der sich nicht ohne weiteres mit einem der beiden Idealtypen zu beschreiben ist, stellen Kleinstnetze dar (Abb. 3.21, B2). Sie bestehen lediglich aus einem Hauptstrang, in den alle Hausanschlüsse einbinden.

Viele Tok aus den 1960er bis 80er-Jahren wurden entsprechen den in der ehemaligen DDR gültigen TGL-Normen ([TGL, 1962], [TGL, 1984]) in unbefestigten Bereichen verlegt – entweder straßenseitig im Randbereich (Abb. 3.22, D1) oder im rückwärtigen Bereich der Grundstücke (Abb. 3.22, D3).

Auch diagonal durch Grundstücke verlegte Leitungen wurden gebaut (Abb. 3.22, D4). Nach 1990 wurde meist die DIN-gerechte Ausführung mit Verlegung der Abwasserkanäle im Fahrbahnbereich gewählt [DIN, 1978] (Abb. 3.22, D2).

3.6.2.4 Elemente der Teilortskanalisationen

Bei den **Haltungen** von Tok dominieren die Nennweiten um DN 200–300, als Material kamen traditionell

Beton und Steinzeug, nach 1990 verstärkt auch PVC und PP zum Einsatz. Bei den Sohl-tiefen sind häufig Werte zwischen 1 und 2 m anzutreffen, nur ein geringer Anteil liegt in frostgefährdeten Bereichen. Die Sohl-fälle sind i.d.R. gut und hydraulische Überlastungen treten verhältnismäßig selten auf.

Schächte waren in den 1960er bis 1980er Jahren bei normgerechter Herstellung entweder aus Kanalklinkern zu mauern oder aus Betonfertigteilen zu montieren, wobei letztere Variante gegen Ende offenbar deutlich über-wog. Bei vorhandenen Tok können die Abmessungen gemauerter Schächte aber auch sehr stark von den Normen abweichen. Bei vielen gemauerten Schächten wurde anstelle hochwertiger Kanalklinker auch Ziegel mit abweichenden Qualitäten bis hin zu normalen Mauerziegeln verwendet. Bei Betonschächten wurden die Fertigteile (meist Schachtringe nach [TGL, 1969]) zum Großteil mit Mörtel MG III abgedichtet. Später kamen auch Kunststoffdichtungen zum Einsatz.

Systematische Untersuchungen zum Bauzustand von Haltungen und Schächten der Teilortskanalisationen sind aus der Literatur bisher nicht bekannt. Die stichprobenartige Auswertung der Protokolle von TV-Befahrungen in Tok-Gebieten [Temann, 2012], die Auswertung einer Umfrage [Temann, 2011] sowie empirische Beobachtungen ergeben ein differenziertes Bild: Während *mangelnde Dichtheit* und *fehlende Eignung zum Feststofftransport* sehr häufig festzustellen sind (bis zu 50 % der Haltungen), ist die Standsicherheit der Anlagen in den allermeisten Fällen gewährleistet. Auch hydraulische Probleme sind eher selten zu verzeichnen.

Bei den **Kleinkläranlagen** handelt es sich, wie bereits erwähnt, meist um mechanische bzw. teilbiologische Anlagen ohne Abwasserbelüftung, deren Anteil gegenüber den neueren vollbiologischen Anlagen nur langsam zurückgeht. Eine sehr umfassende Untersuchung in Thüringen [Kämpfer et al., 2005] wies einen Anteil der Altanlagen von 99 % aus. Bei später einer in Sachsen durchgeführten ähnlichen Untersuchung [Ringe, 2009] auf kleinerer Datenbasis lag dieser Wert bei 93 %. Neben der zeitlichen Differenz haben möglicherweise auch rechtliche Regelungen zu den etwas besseren Werten in Sachsen geführt. Dort ist rechtsverbindlich geregelt, dass bis Ende 2015 alle Kleinkläranlagen dem Stand der Technik entsprechen und ebenso betrieben werden müssen.

Der Bauzustand der Kleinkläranlagen in Tok-Gebieten ist i.d.R. unzureichend. Mehr als die Hälfte der Anlagen weist den o.g. Untersuchungen zufolge erhebliche bautechnische Schäden mit z.T. auch sicherheitsrelevanten Auswirkungen auf. Dagegen kann der Zustand nur bei rund einem Sechstel als weitgehend schadensfrei bezeichnet werden. Als Hauptschadensursache wird in [Kämpfer et al., 2005] durch unzureichende Be- und Entlüftung hervorgerufene Betonkorrosionen benannt, in deren Folge es zu massiven Wandstärkerreduzierungen, Rissbildungen und Undichtigkeiten an Stahlbetonbauteilen kommt.

3.6.3 Potenziale und Defizite

3.6.3.1 Zentrale Funktionen

Unter den Oberbegriff zentrale Funktionen von Entwässerungssystemen lassen sich solche Aufgaben einordnen, die einen unmittelbaren positiven Effekt für die Nutzer hervorbringen. Dazu gehören zweifellos und an erster Stelle die **Hygiene** und der **Überflutungsschutz** als ausschlaggebende Gründe dafür, dass sich Kanalisationen überhaupt erst entwickelten.

Auch in Gebieten mit Teilortskanalisationen haben sich die hygienischen Verhältnisse mit deren Etablierung deutlich verbessert. Die grundlegenden hygienischen Anforderungen werden in den allermeisten Fällen erfüllt. Defizite bestehen heute vor allem bei eventuellen Nutzungen des Grundwassers, das durch undichte Kanäle belastet sein kann. Weitere Infektionsrisiken stellen offene Kanalabschnitte (Gräben) und der Betrieb von (meist mechanischen) Kleinkläranlagen durch Laien dar.

Teilortskanalisationen sind normalerweise ausreichend dimensioniert, um den Anforderungen an den Überflutungsschutz gerecht zu werden. Lokale hydraulische Engpässe im Netz oder der Einfluss des Hochwasseregeschehens bei Gewässern können im Einzelfall die Ursache für bestehende Defizite sein.

Ein weiteres, eher weiches aber dennoch bedeutsames zentrales Kriterium für ein Entwässerungssystem ist dessen **Akzeptanz** bei den Nutzern. Innerhalb der Wohnbereiche gibt es diesbezüglich bei Tok keinerlei Einschränkungen gegenüber anderen konventionellen Entwässerungssystemen. Auch im öffentlichen Raum werden Tok meist als unproblematisch empfunden. Kleinkläranlagen werden wegen den aus ihnen resultie-

renden Einschränkungen bei der Nutzung des Grundstückes (Flächenbedarfes, Geruchs- und Lärmemissionen) und ihres betrieblichen Aufwandes oftmals negativ gesehen. Geruchsemissionen und optische Beeinträchtigungen an offenen Gräben können auch im öffentlichen Raum zu ablehnenden Haltungen der Anwohner führen.

3.6.3.2 Gewässerschutz

Der Gewässerschutz ist heute eine selbstverständliche und essentielle Anforderung an Entwässerungssysteme. Der mengenmäßig größte Anteil des in Teilortskanalisationen anfallenden Abwassers wird in Bäche, Flüsse oder Seen eingeleitet, so dass dem **Schutz der Oberflächengewässer** eine besondere Bedeutung zukommt.

Bestehende Tok-Systeme mit überwiegend mechanischen Kleinkläranlagen bewirken beim Schmutzwasser lediglich einen Rückhalt von Feststoffen einschl. darin gebundener Schadstoffe. Negative Auswirkung auf die Oberflächengewässer sind in Tok-Einzugsgebieten besonders auf zu hohe Einträge von organischen Substanzen, Ammonium und Phosphor zurückzuführen. Verschmutzte Niederschlagsabflüsse werden in Tok-Netzen i.d.R. ohne vorherige Behandlung oder Rückhaltung in die Fließgewässer abgeleitet, woraus sich weitere stoffliche und auch hydraulische Belastungen für das Fließgewässer ergeben.

Das Maß der Wirkungen dieser Belastungen in einem Oberflächengewässer hängt wesentlich davon ab, in welchem Verhältnis

- die Einleitmengen und -konzentrationen,
- die Größe des Gewässers sowie
- die Vorbelastung des Gewässers

zueinander stehen, welchem

- Typus das Gewässer zuzuordnen ist und
- welche strukturellen Defizite das Gewässer ggf. aufweist.

Eine Beurteilung der Situation vor Ort kann also nur für jeden Einzelfall separat erfolgen.

Dies gilt in ähnlichem Maße auch für den **Schutz des Grundwassers**. Unter *Kap. 3.6.2.4 Elemente der Teilortskanalisationen* wurde gezeigt, dass vorhandene Tok aus der Zeit vor 1990, die das Gros der vorhandenen Anlagen ausmachen, i.d.R. undicht sind. In Verbindung mit der unzureichenden Reinigungsleistung mechanischer Kleinkläranlagen stellt dies eine potenzielle Gefährdung des Grundwassers dar.

Im großräumigen Maßstab hat dies aber offensichtlich keine signifikanten Auswirkungen auf den Zustand des Grundwassers, wie aus verschiedenen Länderberichten zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie hervorgeht (z.B. [TMLFUN, 2009]). Lokal begrenzte Verunreinigungen des Grundwassers mit Krankheitserregern oder Arzneimittelwirkstoffen sind jedoch nicht auszuschließen.

Soweit durch hohe Grundwasserstände keine permanenten Infiltrationen stattfinden, ist bei undichten Kanälen grundsätzlich mit der Exfiltrationen von Schad-

stoffen in den Untergrund zu rechnen. In welchem Maße das Grundwasser dann belastet wird, hängt u.a. von der tatsächlichen Exfiltrationsrate und vom Ausmaß des Abbaus des ausgetretenen Abwassers auf dem Weg zum Grundwasser ab.

In der Praxis gestaltet sich die Bewertung des Gefährdungspotenzials schwierig. Es deutet jedoch einiges darauf hin, dass dessen Größenordnung tendenziell eher überschätzt wird. So zeigen [Wolf et al., 2006] am Beispiel einer mittelgroßen Stadt, dass die Belastungen des Grundwasser tatsächlich kleiner sind als ursprünglich gedacht. Das größte Gefährdungspotenzial wird hier in mikrobiologischen Verunreinigungen in Nahbereich von Leckagen gesehen, woraus die Forderung nach einer konsequenten räumlichen Trennung von Grundwassernutzungen und Kanalnetzen abgeleitet wird. Eine nicht zu unterschätzende Gefahrenquelle stellen in diesem Zusammenhang die im ländlichen Raum trotz zentraler Trinkwasserversorgung oftmals noch vorhandenen, z.T. illegal betriebenen Hausbrunnen dar.

3.6.3.3 Kosten und Risiken

Die **Kosten** der Abwasserentsorgung sind nicht nur ein Dauerthema der Kommunalpolitik sondern auch ein wesentlicher Aspekt bei der Beurteilung von Abwassersystemen. Die Kosten lassen sich grob in Investitionskosten und laufende Kosten unterteilen, die von den Anschlussnehmern in Form von Beiträgen und Gebühren zu tragen sind. Bei den Investitionen erfolgt dies über entsprechende Abschreibungen und ggf. Zinsen, die in die Gebührenrechnungen einfließen.

Eine Umfrage bei Aufgabenträgern der Abwasserentsorgung in Mitteldeutschland [Temann, 2011] hat gezeigt, dass die meisten Tok nur mit geringen oder gar keinen Buchwerten belegt sind, also größtenteils als abgeschriebene betrachtet werden können. Dennoch erfüllen sie eine bestimmte Funktion bei der Abwasserentsorgung und haben dadurch einen konkreten Nutzen. Sie stellen somit einerseits einen wirtschaftlichen Wert dar, verursachen andererseits aber keine oder nur geringe Abschreibungskosten. Auf der anderen Seite stehen hohen Abschreibungen und Zinsen, die aufgrund der nach 1990 getätigten umfangreichen Investition in die Abwasserinfrastruktur in den östlichen Bundesländern anfallen.

Zu den Betriebskosten von Tok-Systemen liegen keine systematischen Untersuchungen vor. Empirische Erkenntnisse deuten jedoch darauf hin, dass der Betrieb der Kanäle bezogen auf die Kanallänge im Schnitt etwas aufwändiger ist als bei regulären Netzen, was auf die Altersstruktur und den Bauzustand der Kanäle zurückzuführen sein dürfte. Bezogen auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein noch etwas ungünstigeres Bild, da die anteiligen Kanallängen je Einwohner bei Tok relativ hoch sind.

Demgegenüber sind die Betriebskosten der vorherrschenden Mehrkammergruben sehr viel niedriger als bei Abwasserbehandlungsanlagen, die dem Stand der Technik entsprechen. Sie beschränken sich selbst bei ordnungsgemäßer Betriebsführung im Wesentlichen auf die Schlammentsorgung. Mit wachsendem Anteil an bi-

ologischen Kleinkläranlagen steigen die Betriebskosten der Abwasserbehandlung an.

Insgesamt dürften die Kostenvorteile der Abwasserbehandlung die höheren Betriebskosten bei der Abwasserableitung überwiegen. Zusammen mit den niedrigen bzw. fehlenden Abschreibungs- und Finanzierungskosten ergeben sich bei Teilortskanalisationssystemen im Vergleich zu regulären Systemen in den neuen Bundesländern deutlich günstigere Kostenstrukturen.

Da bei der Weiternutzung vorhandener Tok-Netze keine neuen Wege beschritten werden oder Investitionen getätigt werden müssen, sind die **Risiken**, mit denen auch Abwassersysteme und deren Entwicklung verbunden sind, sehr gering. Sie beschränken sich auf ein allgemeines Betriebsrisiko, das nicht grundsätzlich anders als bei neueren, regulären Netzen zu bewerten ist. Wegen der fehlenden bzw. sehr geringen Abschreibungen gibt es praktisch kein Finanzierungsrisiko und auch das Planungsrisiko entfällt.

3.6.4 Nutzung und Integration von Teilortskanalisationen

3.6.4.1 Grad der Nutzung von Tok

Vorhandene Teilortskanalisationen lassen sich auf verschiedene Art und Weise für bestimmte Aufgaben nutzen. Neben der direkten Nutzung als Medienrohr sind weitere Stufen möglich, die jeweils einen geringeren Teil des Potenzials der bestehenden Bausubstanz ausnutzen (s. Tab. 3.5).

Tab. 3.5: Unterschiedliche Grade der Nutzung vorhandener Tok [Temann, 2012]

Grad der Nutzung von Tok	Beschreibung
direkte Nutzung	direkter Abfluss des jeweiligen Stoffstromes in der bestehenden Substanz der vorhandenen Tok
als Leerrohr	die Rohre der vorhandenen Tok werden unter Ausnutzung ihrer Tragfähigkeit als Leerrohre für ein oder mehrere neue Medienleitungen genutzt; das Spektrum hierzu reicht von einzelnen Elektro- oder Informationskabeln über kleine Druckleitungen aus PE-HD bis hin zu close-fit-Inlinern
als Baubehelf	die Tok dient als Hilfsmittel zur Herstellung neuer Anlagen ohne Nutzung ihrer vorhandenen Tragfähigkeit; die beiden wesentlichen Anwendungen sind a) die Nutzung von Schächten als Start- und Ziel für grabenlose Verfahren ohne Verwendung der Tok-Rohre und b) die komplette Nutzung Tok für das Berstlining-Verfahren
als immaterielle Trasse	die baulichen Anlagen der Tok werden nicht genutzt sondern erforderlichenfalls nur gesichert oder zurückgebaut; für die neuen Anlagen werden nur evtl. bestehende Leitungsrechte und Tatsache genutzt, dass Tok-Trassen meist von Bebauung freigehalten sind

Der jeweils anwendbare Grad der Nutzung hängt von der Spezifik der jeweiligen Nutzungsmöglichkeit, vom Zustand der vorhandenen Bausubstanz und von den Anforderungen an den Grundwasserschutz des betreffenden Entwässerungsgebietes ab. Je höher er ist, desto wirtschaftlicher ist die jeweilige Nutzungsmöglichkeit umsetzbar. Wegen der oftmals sehr wirtschaftlichen Trassenführung von Tok, bei deren Auswahl seinerzeit die Eigentums Grenzen kaum eine Rolle spielten (vgl. Kap. 3.6.2.3 *Mögliche Ausprägungen von Tok-Netzen*),

können aber auch die weniger intensiven Nutzungsgrade noch hohe Nutzenpotenziale bieten.

3.6.4.2 Traditionelle und neuartige Nutzungsmöglichkeiten

Die Entstehungsgeschichte von Tok ist eng mit der Notwendigkeit der **Ableitung von Oberflächenwasser (N01)** verknüpft. Es handelt sich um eine der bedeutendsten Nutzungsmöglichkeiten für vorhandene Tok, die auch für zukunftsfähige Konzepte einen hohen Nutzen verspricht. Vorhandene Tok sind meist sehr gut zur direkten Ableitung von Oberflächenwasser geeignet. Die Notwendigkeit dazu besteht in allen Systemen, sofern es nicht vor Ort versickert oder genutzt werden kann. Deshalb stellt N01 den wohl häufigsten Anwendungsfall dar.

Die zweite wesentliche Nutzung, der vorhandene Tok unterliegen, ist die Ableitung von mehr oder weniger behandeltem Schmutzwasser (N02–N04). Für die direkte **Ableitung von unbehandeltem Schmutzwasser (N02)** sind die vorhandenen Tok wegen einer hohen Wahrscheinlichkeit von Ablagerungen und Grundwassergefährdungen i.d.R. nicht geeignet. Anders verhält es sich, wenn das Schmutzwasser in einem zusätzlichen Rohr im Freispiegel-, Druck- oder Unterdruckverfahren transportiert werden soll. Dessen Einbau kann dann je nach sonstigen Randbedingungen (z.B. frostsichere Verlegetiefe) relativ problemlos unter Nutzung der Tok als Leerrohr erfolgen.

Teilbehandeltes Schmutzwasser, gewissermaßen das „klassische Tok-Medium“ für das die Tok i.d.R. gebaut wurden, eignet sich für sich genommen sehr gut zum Transport in Tok. Der oftmals schlechte Bauzustand der Tok mit den häufigen Lageabweichungen stellt wegen der normalerweise stark reduzierten Feststoffanteile kein Problem dar. Es müssen aber die jeweiligen Auswirkungen auf das Grundwasser und das entsprechende Gefährdungspotenzial berücksichtigt werden. Sind diese tolerierbar, kann durch die direkte (Weiter-) Nutzung der Tok für die **Ableitung von teilbehandeltem Schmutzwasser (N03)** ein maximaler Nutzen erreicht werden. Diese Möglichkeit wurde im Rahmen des in *Kap. 1.3.1.1 Definition zentrale/dezentrale Systeme* erwähnten Pilotvorhabens in Wüstheuterode genutzt und erfolgreich in ein Gesamtkonzept integriert [Kaufhold, 2004], [Heinemann und Kaufhold, 2007].

Wie bei N03 verhält es sich, wenn vorhandene Tok direkt für die Ableitung von **vollbehandeltem Schmutzwasser (N04)** aus ordnungsgemäß betriebenen vollbiologischen Kleinkläranlagen genutzt werden. Das Gefährdungspotenzial für das Grundwasser ist in diesem Fall aber stark reduziert. Im Ergebnis einer vollständigen Umstellung von mechanischen auf vollbiologische Kleinkläranlagen, wie sie beispielsweise in Sachsen verbindlich geregelt ist, ergibt sich diese Nutzung ohne weitere Maßnahmen zwangsläufig.

Wie das Schmutzwasser kann auch Grauwasser in verschiedenen Verschmutzungs- bzw. Behandlungsgraden zum Transport anstehen. Da es unabhängig vom Verschmutzungs- bzw. Behandlungsgrad keine Fäkalien enthält sind Tok aus hydraulischer Sicht sehr gut zur di-

rekten **Ableitung von Grauwasser (N05)** geeignet. Problematisch kann der Grad der Verschmutzung des Grauwassers in Verbindung mit dem baulichen Zustand der Tok und den Anforderungen an den Schutz des Grundwassers sein.

Andere, stärker als das Grauwasser belastete Schmutzwasserteilströme lassen sich normalerweise nicht direkt in vorhandenen Teilortskanalisierungen transportieren. Für die **Ableitung von Schwarzwasser (N06), Brauwasser (N07) und/oder Gelbwasser/Urin (N08)** sollten vorhandene Teilortskanalisierungen bestenfalls als Leerrohr genutzt werden.

Auch außerhalb der eigentlichen Abwasserströme gibt es Nutzungsmöglichkeiten für vorhandene Tok. Der direkten **Ableitung von Drainagewasser (N09)** kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, da bestehende Netze mit ihren häufigen Undichtigkeiten und der fehlenden zentralen Behandlungsanlagen geradezu prädestiniert für diese Nutzungsart sind. Bei deren Anwendung sind die Belange des natürlichen Wasserhaushaltes und des Grundwasserschutzes gegen die des Schutzes vorhandener Bauten und Anlagen gegeneinander abzuwägen.

Abschließend sei noch die Möglichkeit genannt, bestehende Teilortskanalisierungen als **Trasse für Medien außerhalb der Abwassertechnik N10** zu nutzen. Als Medien kommen z.B. Elektroenergie, Wärme, Erdgas, Biogas oder Daten in Frage. Es liegt auf der Hand, dass der maximale Grad der Nutzung allenfalls in einer solchen als Leerrohr bestehen kann. Aufgrund der i.d.R. von der Abwassertechnik stark abweichenden technischen und organisatorischen Randbedingungen bei den einzelnen Medienträgern dürften derartige Anwendungen eher die Ausnahme bleiben.

3.6.4.3 Tok als Bestandteil vollständiger Entwässerungssysteme

Vorhandene Tok lassen sich in ganz verschiedene Gesamtsysteme integrieren. Um das Spektrum der Möglichkeiten umfassend zu skizzieren wird im Folgenden auf die Systematik zurückgegriffen, die sich seit einigen Jahren bei der Beschreibung neuartiger Sanitärsystem etabliert hat (vgl. *Kap. 7.4 Teilstromverfahren, Projektbeispiele* bzw. [DWA, 2008b]).

Bei bestehenden Teilortskanalisierungen handelt es sich um 1-Stoffstromsysteme, d.h. die Teilströme des Schmutzwassers werden immer gemeinsam gesammelt, behandelt und abgeleitet. Wenn im Einzugsgebiet noch die alten, mechanischen Kleinkläranlagen vorherrschend sind, kann von herkömmlichen Tok-Systemen gesprochen werden. Als qualifizierte Tok-Systeme werden hier solche bezeichnet, in deren Einzugsgebiet ordnungsgemäß betriebene vollbiologische Kleinkläranlagen vorherrschen. Bei den heute vorherrschenden Trenn- und Mischsystemen handelt es sich ebenfalls um 1-Stoffstromsysteme. Sie stellen mit ihren verschiedenen Unterkategorien die am häufigsten gewählte Zielsystemgruppe für umzuwandelnde Teilortskanalisierungen dar.

Das Spektrum der möglichen Gesamtsysteme, in die bestehende Teilortskanalisierungen überführt werden

können, vergrößert sich mit der Verfügbarkeit neuartiger Sanitärssysteme erheblich. Die verschiedenen 2- und 3-Stoffstromsysteme mit ihren neuen Nutzungsmöglichkeiten für bestehende Teilortskanalisationen bieten ein weites Feld für innovative Ansätze.

In Tab. 3.6 sind die potenziell wichtigsten Einzelnutzungen für Teilortskanalisationen sowie deren bevorzugte Kombinationsmöglichkeiten zusammengefasst. Der Fokus liegt dabei auf dem Transport der verschiedenen Stoffströme zwischen deren Anfallort und einem Gewässer oder, soweit Systembestandteil, einer zentralen Behandlungsanlage. Der einer zentralen Behandlungsanlage nachgelagerte Transport zum Gewässer oder zu Nutzungen/Verwertungen ist hier aus Gründen der Übersichtlichkeit zwar nicht dargestellt, sollte jedoch bei allen Überlegungen berücksichtigt werden.

Die große Zahl an Nutzungs- und Integrationsmöglichkeiten, die sich in bestehenden Tok-Gebieten als Handlungsoptionen anbieten, macht die Notwendigkeit einer systematischen Herangehensweise beim Prozess der Entscheidung für ein konkretes System deutlich. Die Eckpunkte eines möglichen Weges zu einer fundierten Entscheidung werden im folgenden Abschnitt grob umrissen.

Tab. 3.6: Zusammenstellung i.d.R. sinnvoller Einzelnutzungen und Kombinationen bei verschiedenen Systemgruppen (vgl. Kap. 3.6.4.1 Grad der Nutzung von Tok)

Systemgruppe	Einzelnutzungen	max. Grad der Nutzung	Kombinationen
1-Stoffstromsystem – Herkömmliches Tok-System	N01	direkt	N01
	N09	direkt	N09
1-Stoffstromsystem – Qualifiziertes Tok-System	N01	direkt	N04, N09
	N04	direkt	N01, N09
	N09	direkt	N01, N04
Tok und 1-Stoffstromsystem – Trenn- und Mischsystem	N01	direkt	N09
	N02	direkt	
	N03	direkt	
	N09	direkt	N01
Tok und Schwarzwasser 2-Stoffstromsysteme	N01	direkt	N04, N09
	N04	direkt	N01, N05, N09
	N05	direkt	N04
	N06	als Leerrohr	
	N09	direkt	N01, N04
Tok und Urintrennung 2-Stoffstromsysteme	N01	direkt	N04, N09
	N04	direkt	N01, N09
	N09	direkt	N01, N04
Tok und Urintrennung 3-Stoffstromsysteme	N01	direkt	N09
	N05	direkt	
	N07	als Leerrohr	N09
	N09	direkt	N01, N07
Tok und Fäkalien 2-Stoffstromsysteme (Trockentoiletten)	N01	direkt	N09
	N05	direkt	
	N09	direkt	N01
Tok und Urintrennung 3-Stoffstromsystemen (Trockentoiletten)	N01	direkt	N09
	N05	direkt	
	N09	direkt	N01

3.6.4.4 Auswahl sinnvoller Alternativen

Beim Schutz der Existenzgrundlagen für Mensch und Natur nimmt die Siedlungsentwässerung eine wichtige Stellung ein. Mit der Umsetzung entwässerungstechnischer Maßnahmen sind i.d.R. hohe Kosten verbunden, deren optimaler Einsatz nur durch umfassende und vorausschauende Planungen gewährleistet werden kann. Angesichts der Vielzahl von Möglichkeiten, Anforderungen, Regelwerken und Akteuren ist dies keine leichte Aufgabe. Die grundlegenden Hinweise zu den Zielen einer „integralen Siedlungsentwässerung“ und den Inhalten einer „integralen Entwässerungsplanung“ in DWA-Arbeitsblatt A 100 [DWA, 2006b] bieten hierbei wertvolle Hilfestellungen.

Die grundlegenden Arbeitsschritte dieser integralen Entwässerungsplanung sind in Abb. 3.23 dargestellt.

Bei der Integration bestehender Teilortskanalisationen in zukunftsfähige Systeme ist der Punkt 4, Funktionale und wirtschaftliche Bewertung des Anlagenbestandes, wegen der zentralen Rolle dieses Bestandes von großer Bedeutung. Auch Punkt 5, Untersuchung von Lösungsvarianten, stellt in diesem Kontext eine besondere Herausforderung dar.

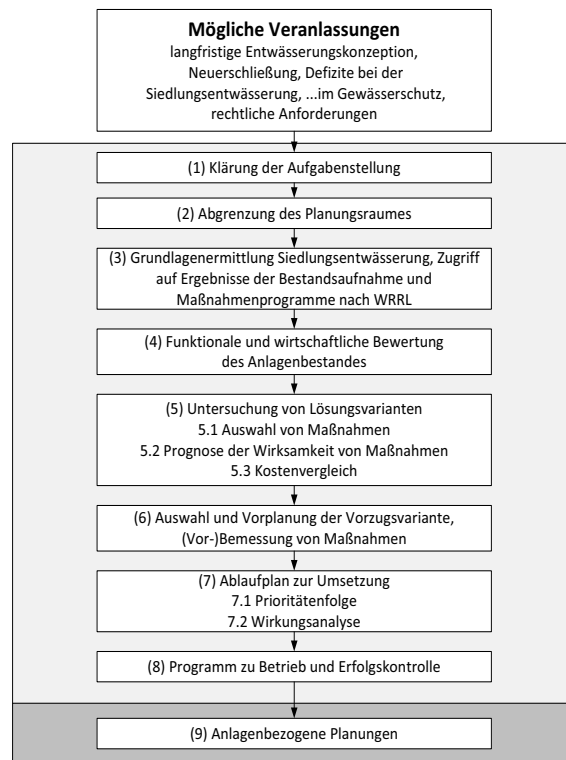


Abb. 3.23: Planungsprozess im Kontext der integralen Entwässerungsplanung [DWA, 2006b]

Um mögliche Handlungsalternativen sinnvoll bewerten zu können, ist zunächst ein geeignetes Zielsystem erforderlich. Dieses sollte die objektiven Anforderungen einer integralen Siedlungsentwässerung ebenso wie die subjektiven Prämissen der oder des Entscheider(s) angemessen zum Ausdruck bringen. Ein Beispiel für ein solches Zielsystem einschl. der Gewichtung der jeweiligen Teilziele ist in Abb. 3.24 dargestellt:

Anhand der im Zielsystem fixierten Kriterien ist zunächst der Ist-Zustand zu bewerten. Dies setzt jedoch entsprechende Informationen zum Ist-Zustand der bestehenden Entwässerungsanlagen und der Gewässer (Oberflächengewässer, Grundwasser) voraus, die im Zuge der Grundlagenermittlung Siedlungsentwässerung (vgl. *Abb. 3.23, Pkt. 3*) zu erheben sind.

Bei bestehenden Teilortskanalisationen ist es sehr wahrscheinlich, dass sie gegenüber dem Zielsystem mehr oder weniger starke Defizite aufweisen. Meist stellen ja die offensichtlichen Probleme selbst bereits den Anlass für entsprechende Betrachtungen dar. Relevante Defizite, die sich nicht mit einfachen betrieblichen Maßnahmen beseitigt lassen, erfordern umfassende Überlegungen zur Konzeption eines zukünftigen Systems. Dabei sind idealerweise genau die Optionen zu berücksichtigen, deren Umsetzung die größten Erfolge versprechen.

Zur Identifizierung und Bewertung potenziell geeigneter Maßnahmen kann ein spezieller Maßnahmenkatalog gute Dienste leisten. Darin werden alle in Frage kommenden Maßnahmen aufgeführt und hinsichtlich ihrer verschiedenen Wirkungen auf die einzelnen Zielkriterien bewertet. Welche Maßnahmen in Frage kommen, hängt u.a. von den örtlichen Bedingungen und auch von den Prämissen der oder des Entscheider(s) ab. Sehr bedeutsam für die Komplexität des weiteren Entscheidungsfindungsprozesses ist z.B. auch, ob bzw. in welchem Umfang neuartige Sanitärsysteme eine realistische Option (vgl. *Kap. 7 Neuartige Sanitärsysteme*) darstellen.

Für die weiteren Betrachtungen werden die ausgewählten Maßnahmen mit der potentiell höchsten Wirksamkeit den Entwässerungssystemen zugeordnet, in denen

sie zum Tragen kommen (s. *Kap. 3.6.4.3 Tok als Bestandteil vollständiger Entwässerungssysteme*). In den meisten Fällen müssen zur Vervollständigung der zu betrachtenden Entwässerungssysteme weitere Maßnahmen in die Untersuchungen einbezogen werden.

Aufwand und Wirkungen mehrerer Gesamtsysteme, die für das Untersuchungsgebiet als Alternativen in Frage kommen, lassen sich z.B. unter Nutzung der Methoden der Nutzwertanalyse (s. z.B. [Hoffmeister, 2008]) abschätzen und untereinander vergleichen. Im Ergebnis steht eine Reihung der Gesamtsysteme anhand ihres Nutzwertes. Diese kann dann als Vorauswahl für weitere, aufwändigere Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen, z.B. eine dynamische Kostenvergleichsrechnung (vgl. *Kap. 9 Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien*), herangezogen werden.

Die Besonderheit eines solchen mehrstufigen Verfahrens liegt darin, dass sich vielversprechenden Alternativen bereits in einer frühen Untersuchungsphase identifizieren lassen und damit eine qualifizierte Vorauswahl ermöglicht wird. Der Sinn einer solchen Vorauswahl wiederum wird u.a. angesichts der zunehmenden Bedeutung neuartiger Sanitärsysteme mit ihrer Vielzahl an potenziellen Gestaltungsmöglichkeiten deutlich: Wenn der Aufwand für konkrete Wirtschaftlichkeitsberechnungen nicht ins Unermessliche steigen soll, müssen bereits in einer sehr frühen Phase sehr viele, weniger aussichtsreiche Alternativen verworfen werden. Das hier in groben Zügen skizzierte Verfahren, das in [Temann, 2012] detailliert beschrieben ist, stellt einen möglichen Weg dar, dies mit relativ geringen Ressourcen umzusetzen.

Weitere Literatur zu Kapitel 3: [DWA, 2008a], [DIN, 2010a], [DIN, 2002a].

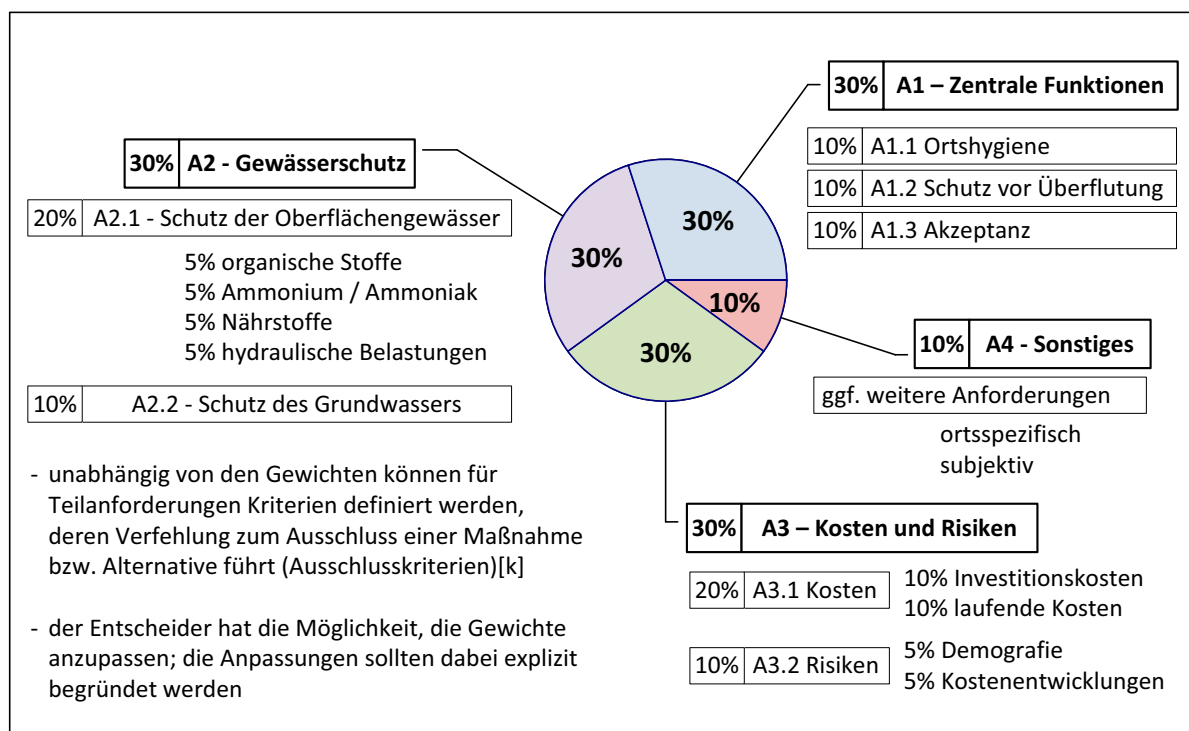


Abb. 3.24: Vorschlag für Zielkriterien und deren Gewichtung [Temann, 2012]

4 Abwasserbehandlung in technischen Kläranlagen

4.1 Begriffsbestimmung Kleinkläranlagen und kleine Kläranlagen

Kleinkläranlagen sind Anlagen zur Reinigung von häuslichem Schmutzwasser, das im Trennverfahren erfasst wurde. Sie dienen in der Regel der Entwässerung von Einzelanwesen und werden innerhalb des zu entwässernden Grundstücks eingebaut. In diesen Anlagen wird eine maximale Schmutzwassermenge von $8 \text{ m}^3/\text{d}$ behandelt. Bei einem spezifischen Schmutzwasseranfall von $150 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ entspricht das einem Anschlusswert von etwa 50 Einwohnerwerten (EW).

Maßgebende Normen für Kleinkläranlagen sind DIN EN 12566 (s. *Kap. 2.7 Regelungen für Kleinkläranlagen*), DIN 4261-1 [DIN, 2010b] und die Zulassungsgrundsätze des DIBt [DIBt, 2012].

Gewerbliches Schmutzwasser, sofern es nicht mit häuslichem Schmutzwasser vergleichbar ist, und Niederschlagswasser dürfen in Kleinkläranlagen nicht mitbehandelt werden.

Unter kleinen Kläranlagen werden Anlagen mit einer Ausbaugröße unter 5.000 EW verstanden, die im Geltungsbereich der Größenklassen 1 und 2 des Anhangs 1 der Abwasserverordnung liegen. Es gelten nur Mindestanforderungen für gelöste organische Stoffe gemessen in BSB_5 und CSB . Gruppenkläranlagen im ländlichen Raum können größere Ausbaugrößen besitzen. Für Verfahren und Bemessungsgrundlagen für Kläranlagen wird als weiterführende Literatur empfohlen: [Wbbau, 2009a], [Gujer, 1999] sowie das Arbeitsblatt A 131 der DWA [ATV-DVWK, 2000b].

Hier wird vertieft auf kleine Kläranlagen (50–5.000 EW) eingegangen. Die hierfür geltenden Regelwerke sind:

- Arbeitsblatt DWA-A 222, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte [DWA, 2011a],
- Arbeitsblatt DWA-A 226, Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte [DWA, 2009a],
- Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 281 (2001), Bemessungsgrundsätze für Tropfkörper- und Rotations-Tauchkörperanlagen [ATV-DVWK, 2001d],
- Merkblatt DWA-M 210, Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR) [DWA, 2009c].

4.2 Bemessungsgrundlagen

4.2.1 Abwasseranfall

Häusliches Schmutzwasser stammt aus Haushalten und Kleinbetrieben, die der Versorgung des Gebietes dienen. Schmutzwasser aus Schulen, Freizeiteinrichtungen, Gaststätten, Hotels, Kasernen wird in der Regel dem häuslichen Schmutzwasser zugerechnet. Bei nur teilweisem Betrieb und bei fehlenden Abwasserkomponenten wie Grauwasser kann es jedoch zu einer erheb-

lich abweichenden Zusammensetzung im Vergleich zu häuslichem Abwasser kommen. Insbesondere hohe Stickstoffbelastungen aus vorwiegend urinhaltigem Abwasser können bei der Behandlung problematisch sein [Londong, 2006].

Eventuell anfallendes betriebliches Schmutzwasser oder Abwässer mit einer problematischen Zusammensetzung sind nach Menge und Beschaffenheit gesondert zu ermitteln und zu berücksichtigen.

Zur Ermittlung von Bemessungsgrundlagen auf Basis auswertbarer Daten wird auf das Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 [ATV-DVWK, 2003a] verwiesen. Abflussdaten anhand von Erfahrungswerten können nach A 198 wie folgt abgeschätzt werden.

Der tägliche Schmutzwasseranfall $Q_{S,aM}$ in l/s kann auf der Basis des spezifischen Abwasseranfalles $w_{S,d}$ in $\text{l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ sowie der betrieblichen Schmutzwasserabflussspende q_G in $\text{l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ wie folgt angenommen werden:

$$Q_{S,aM} = \frac{EZ \cdot w_{S,d}}{86400} + A_{E,G} \cdot q_G \quad [\text{l/s}] \quad (4.1)$$

EZ Einwohnerzahl [E]
 $A_{E,G}$ Betriebliche Einzugsgebietsfläche [ha]

Wenn keine Wasserverbrauchsdaten vorliegen, kann der spezifische Schmutzwasseranfall mit $w_{S,d} = 100$ bis $150 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ angenommen werden. Bei der Bemessung von Kleinkläranlagen/kleinen Kläranlagen sollte von einem spezifischen Schmutzwasseranfall von mindestens $150 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ ausgegangen werden, um Belastungsschwankungen zu berücksichtigen, auch wenn der Wasserverbrauch eher im Bereich bis $100 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ liegt.

Die betriebliche Abflussspende q_G in $\text{l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ ist für Gebiete mit wasserarm produzierenden Betrieben (Handel, Büros, bestimmte, z.B. Holzverarbeitende Betriebe) anhand der Zahl der Beschäftigten und ggf. Besucher zu schätzen. Dabei sollte vermieden werden, dass im Einzugsgebiet ansässige Beschäftigte zusätzlich bei den Betrieben eingerechnet werden. Wenn wasserintensive Betriebe, z.B. der Nahrungsmittelverarbeitung, angesiedelt sind, müssen Erhebungen zum Wasserverbrauch bzw. Abwasseranfall vorgenommen werden.

Der tägliche Trockenwetterabfluss beträgt im Jahresmittel:

$$Q_{T,aM} = Q_{S,aM} + Q_{F,aM} \quad [\text{l/s}] \quad (4.2)$$

Wenn keine Messwerte zum jährlichen Fremdwasserabfluss $Q_{F,aM}$ verfügbar sind, muss eine sinnvolle Annahme getroffen und begründet werden (z.B. $0,05 \dots 0,15 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ bezogen auf die Fläche des durch die Kanalisation erfassten Einzugsgebietes, DWA-A 118).

Liegen keine Messdaten vor, kann die Tagesspitze des Schmutzwasserabflusses mithilfe des Divisors $x_{Q_{\max}}$ nach *Abb. 4.1* ermittelt werden. Hierin kann die untere Linie näherungsweise $Q_{S,\max}$ bzw. $Q_{S,h,\max}$ und die obere Linie $Q_{S,2h,\max}$ zugeordnet werden. Der Tagesspitzenab-

fluss bei Trockenwetter im Jahresmittel ergibt sich damit wie folgt:

$$Q_{T,h,max} = \frac{24 \cdot Q_{S,aM}}{x_{Q,max}} + Q_{F,aM} \quad [l/s] \quad (4.3)$$

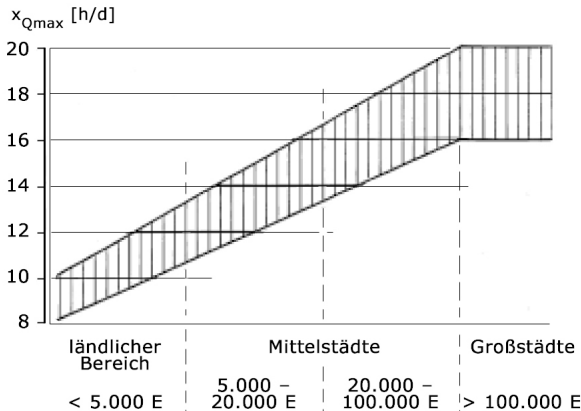


Abb. 4.1: Divisor $x_{Q,max}$ in Abhängigkeit von der Größe des Gebietes [ATV-DVWK, 2003a]

Für die hydraulische Bemessung von Anlagen im Mischsystem ist für die Ermittlung des maßgeblichen Zuflusses (Q_{bem}) zusätzlich der zu behandelnde Regenabfluss zu berücksichtigen. Der maßgebliche Zufluss Q_{bem} beträgt

$$Q_{bem} = f_{S,QM} \cdot Q_{S,aM} + Q_F \quad (4.4)$$

Für $f_{S,QM}$ sollten die Werte zwischen 6 und 9 liegen. Es ist ein Mindestdrosselabfluss aus Regenbecken von 10 l/s zu beachten [DWA, 2009b].

Bei der hydraulischen Bemessung von Anlagen im Trennsystem ist für die Ermittlung des maximalen Abflusses (Q_{bem}) ein Teil unvermeidlicher Regenabfluss im Trennkanal $Q_{R,Tr}$ zu berücksichtigen. In Anlehnung an DWA-A 118 werden Werte zwischen 0,2 bis 0,7 l/(s·ha) empfohlen.

Für die Bemessung von Kleinkläranlagen wird in der Regel eine hydraulische Belastung von Q_{10} (l/h) angesetzt, das entspricht 1/10 der Tagesschmutzwassermenge (150 l/E·d). Für den stündlichen Spitzenzufluss ist zusätzlich ein Zuschlag für den „Badewannenstoß“ einzurechnen. Nach [DWA, 2012] liegt dieser zwischen 200 l/h für 4 E bis 800 l/h bei Anschlussgrößen über 12 E.

Ein Spitzenzufluss ist mit mindestens 1,11 l/s (Badewanneneffekt) zu berücksichtigen.

Wird der Zufluss zur Anlage gepumpt, sind alle Anlagenteile auf die maximale hydraulische Leistung der Pumpen (ohne Reserveaggregate) als Bemessungszufluss (Q_{bem}) auszulegen.

4.2.2 Schmutzfrachten

Die wichtigsten Kenngrößen, die qualitative Aussagen über die Abwasserbeschaffenheit zulassen und gleichzeitig bei der Bemessung von Kläranlagen berücksichtigt werden, sind:

- Abfiltrierbare Stoffe (TS, Trockensubstanzgehalt der abfiltrierbaren Stoffe), die sich aus absetzbaren

Stoffen und nicht absetzbaren Schwebstoffen zusammensetzen. Ziel ist es zwischen gelösten (< 0,45 μ m) und nicht gelösten (partikulären) Stoffen zu unterscheiden.

- Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Summenparameter für gelöste organische Stoffe, gemessen als Sauerstoffverbrauch in 5 Tagen durch adaptierte Mikroorganismen unter festgelegten Bedingungen.
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Summenparameter für die chemische Oxidierbarkeit der im Abwasser enthaltenen Stoffe.
- Kjeldahl-Stickstoff (TKN: Ammonium-Stickstoff, NH₄-N, plus organischem Stickstoff, N_{org}). Für den gelösten Kjeldahl-Stickstoff KN wird nur das Filtrat der Probe analysiert.
- Phosphorverbindungen, P.

Bei Kleinkläranlagen/kleinen Kläranlagen, die für Kohlenstoffabbau bemessen werden, wird die Bemessung in der Regel nach der BSB₅-Fracht und der Abwassermenge vorgenommen. Wenn kaum Messwerte vorhanden sind, ist die Annahme der Schmutzfrachten mit einwohnerspezifischen Frachten, wie sie in Tab. 4.1 aufgelistet sind, möglich.

Tab. 4.1: Einwohnerspezifische Frachten in g/(E·d), die an 85 % der Tage unterschritten werden [ATV-DVWK, 2000b]

BSB ₅	60
CSB	120
abfiltrierbare Stoffe (TS)	70
TKN	11
P	1,8

Die Bestimmung der Anschlussgröße einer Kläranlage erfolgt über die BSB₅-Fracht im Zulauf zur Kläranlage.

Zur Berechnung der Konzentrationen sollte das Monatsmittel des Trockenwetterabflusses für den Bereich der Bemessungstemperatur benutzt werden. Anzumerken ist, dass die berechneten Konzentrationen von CSB und BSB₅ in der Regel höher sind als die gemessenen Konzentrationen. Ursache dafür ist, dass es sich bei den spezifischen Frachten in Tab. 4.1 um 85 % Werte und nicht um Mittelwerte handelt. Bei starken saisonalen Unterschieden müssen ggf. verschiedene Werte für $Q_{d,Konz}$ zugrunde gelegt werden.

Aufgrund der Gebietsstruktur im ländlichen Raum sind folgende Besonderheiten in der Abwasserbeschaffenheit zu berücksichtigen:

- kleiner Anschlussgrad: ausgeprägte Schwankungen im Abwasserzufluss,
- lange Verbindungskanäle: erhöhter Fremdwasseranfall,
- geringer Wasserbrauch: hohe Konzentrationen bei Trockenwetter.

DIN 4261, Teil 1 enthält Bemessungsansätze für die anzusetzenden Einwohnergleichwerte (EW) bei der Auslegung von Kleinkläranlagen [DIN, 2010b]. Je Wohneinheit mit mehr als 60 m² sind 4 EW anzusetzen. Mindestens sind je Wohneinheit 2 EW zu berücksichtigen.

gen. Jede Kleinkläranlage ist für mindestens 4 EW auszuliegen.

4.3 Verfahren der Abwasserreinigung

Die Inhaltsstoffe im Abwasser sind im Wesentlichen als ungelöste, absetzbare oder abfiltrierbare Stoffe oder als gelöste Stoffe vorhanden. Entsprechend sind die Verfahrensschritte bei der Abwasserreinigung aufgebaut. Zunächst erfolgt eine mechanische Vorbehandlung zur Entfernung von Störstoffen und absetzbaren Stoffen, dann eine Reinigungsstufe zur biologischen Abwasserreinigung mit Mikroorganismen. Der Umfang und die Qualität der erforderlichen mechanischen Vorreinigung hängen vom biologischen Verfahren ab:

- Belebungsanlagen im Durchlaufbetrieb oder Aufstaubetrieb,
- Biofilmanlagen (Tropfkörperanlagen, Rotations-Tauchkörperanlagen, Anlagen mit getauchtem Festbett oder Schwebbett s. Kap. 4.4.3.3 *Belüftetes Festbett* und Kap. 4.4.3.4 *Wirbel-Schwebbett-Anlagen*),
- Kombinationsanlagen.

Die biologische Reinigung dient dem Abbau von vorwiegend gelösten Inhaltsstoffen, die nicht durch Absieben oder Sedimentation in der Vorreinigung aus dem Abwasser entfernt werden können. Grundlagen zu Verfahren und Bemessung in der Abwasserreinigung sind in „Abwasserbehandlung“ [Wbbau, 2009a] zu finden.

Einen Überblick über die einzelnen Behandlungsstufen beim Belebungsverfahren mit simultaner aerober Schlammstabilisierung gibt Abb. 4.2.

Für eine Desinfektion/Hygenisierung des Abwassers stehen technische und naturnahe Verfahren zur Verfügung. Bei den technischen Verfahren werden physikalische Verfahren (UV-Behandlung, anodische Oxidation, thermische Behandlung, Behandlung mit Gamma- und Elektronenstrahlen, Mikro- und Membranfiltration) und chemische Verfahren (Behandlung mit Chlor, Ozon, Wasserstoffperoxid, Kaliumpermanganat, Peressigsäure) unterschieden. Näheres ist im Merkblatt ATV-M 205 [ATV-FA 2.8, 1998] zu finden. Naturnahe Verfahren zur Keimreduktion sind Sandfilter, Bewachsene Bodenfilter und Teichanlagen.

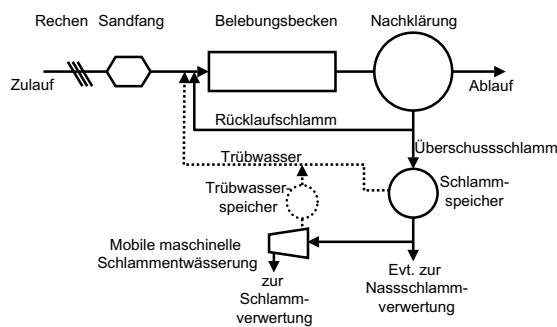


Abb. 4.2: Belebungsverfahren mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung

4.3.1 Mechanische Vorbehandlung

Zu den üblichen Verfahren der mechanischen Abwasserreinigung im Zulauf von Kläranlagen gehören:

- Rechen- und Siebverfahren,
- Sedimentation in Absetzbecken und Sandfängen,
- Flotation und Leichtstoffabscheidung.

Rechen

Abwasserrechen werden zum Rückhalt sperriger Stoffe eingesetzt, um die Pumpen in der Kläranlage vor Schäden und Verstopfungen zu schützen. Entsprechend ihrer Spaltweite wird unterschieden zwischen Grob- und Feinrechen. Für einen störungsfreien Betrieb ist die regelmäßige Rechengutentnahme erforderlich.

Auch bei kleinen Kläranlagen sollen automatisch geräumte Rechen/Siebe zum Entfernen von Schwimm- und Grobstoffen eingesetzt werden. Die Durchtrittsweite sollte zwischen 3 und 8 mm liegen, um eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm zu erleichtern. Die Rechen sind hydraulisch nachzuweisen.

Übliche Bauformen sind Bogen-, Kamm- und Gegenstromrechen. Zur Vermeidung von Rückstau oder Überlauf der Anlage bei Ausfall der maschinellen Räumvorrichtung ist unbedingt ein Notumlauf mit Stabrechen (Stababstand 100 mm) vorzusehen. Die frostfreie Aufstellung (Einhausung) von Rechen ist zwingend erforderlich.

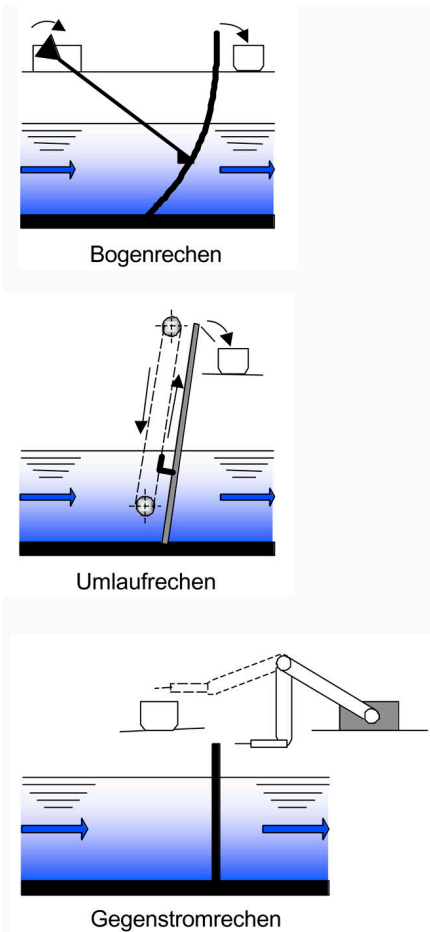


Abb. 4.3: Kamm-, Bogen- und Gegenstromrechen (aus [Müller, 2003])

Bei Ausführung einer Kläranlage mit Mehrkammergrube (um etwa 50 EW) als Vorklärung ist ein Rechen unnötig. Mehrkammergruben können jedoch nur verwendet werden, wenn der Gesamtanlage kein Fremd- oder Regenwasser zugeführt wird.

Sandfang

Durch Sandfänge sollen mineralische Stoffe aus dem Abwasser entnommen werden, deren abrasive Wirkung einen schnellen Verschleiß von Pumpen und mechanischen Vorrichtungen verursachen. Um zu verhindern, dass sich gleichzeitig auch organische Abwasserinhaltsstoffe zusammen mit den mineralischen Stoffen absetzen, werden bei größeren Kläranlagen vielfach belüftete Sandfänge eingesetzt. Bei ihnen wird der Wasserkörper durch eingetragene Luft in eine Rotation quer zur Fließrichtung versetzt, durch die leichtere organische Partikel in Schwebelage gehalten werden. Für kleine Kläranlagen hat sich der Langsandfang bewährt.

Beim Mischverfahren ist in jedem Fall ein Sandfang vorzusehen. Auch beim Trennverfahren ist es mittlerweile üblich, für Anschlussgrößen über 500 EW Sandfänge einzusetzen. Die Erfahrung hat gezeigt, dass auch in Trennkanalesationen erhebliche Sandmengen aus Oberflächenabflüssen mitgeführt werden können.

Die Bemessung eines Langsandfangs kann vereinfacht mit einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s durchgeführt werden. Die Querschnittsfläche A ergibt sich dann aus:

$$A = \frac{Q}{v} \quad [m^2] \quad (4.5)$$

Q Abwasserdurchfluss in m³/h
 v Abwassergeschwindigkeit in m/s

Die Berechnung der erforderlichen Oberfläche wird auf die Absetzgeschwindigkeit einer bestimmten Korngröße, z.B. 0,2 mm, bezogen. 90 % Abscheidegrad dieser Korngröße werden nach [Imhoff und Imhoff, 1999] bei einer Flächenbeschickung von $q_A = 28$ m/h erreicht. Die Sandfangoberfläche (A_0) errechnet sich dann nach Formel 4.6.

$$A_0 = \frac{Q}{q_A} \quad (4.6)$$

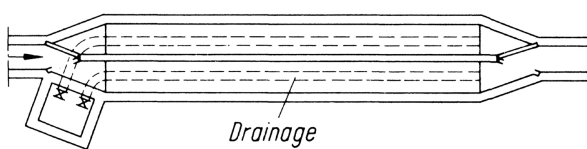
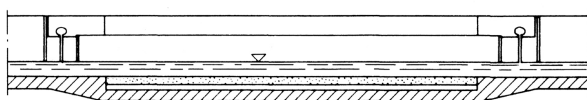


Abb. 4.4: Spülsandfang – Essener Landsandfang

Vorklärung

In Absetzbecken erfolgt die Abtrennung der ungelösten Stoffe durch Sedimentation. Die Strömungsgeschwindigkeit

des zufließenden Abwassers wird dabei so weit reduziert, dass die Feststoffe unter Einwirkung der Schwerkraft auf die Behältersohle absinken. Die abgesetzten Feststoffe in der Vorklärung werden als Primärschlamm bezeichnet. Feststoffe aus der Nachklärung von biologischen Stufen werden Sekundärschlamm genannt.

Für Tropfkörper- und Tauchkörperanlagen, Anlagen mit getauchtem Festbett oder Schwebbett und Kombinationsanlagen sind geeignete Vorklärungen vorzusehen. Bei Anlagen bis 1.000 EW sollte die Durchflusszeit 2 Stunden für den maximalen Zufluss, mindestens aber 75 l/E betragen. Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung werden ohne Vorklärung betrieben. Sie müssen mit einem Feinrechen oder Sieb ausgestattet sein.

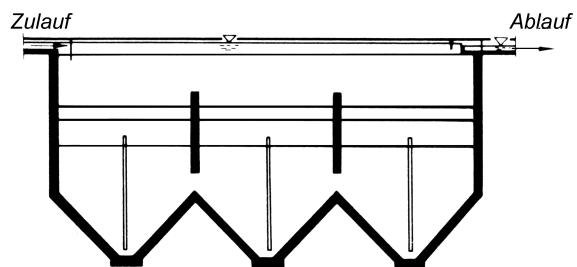
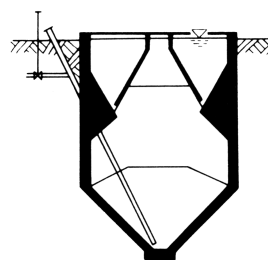


Abb. 4.5: Emscherbecken

Als Bauformen der Vorklärung kommen horizontal durchströmte Längs- und Rundbecken sowie vertikal durchströmte Rundbecken zur Anwendung. Die Bemessung der Vorklärbecken erfolgt nach der Durchflusszeit. Die einwohnerspezifischen Frachten nach der Vorklärung sind aus Tab. 4.2 ersichtlich.

Tab. 4.2: Durchflusszeiten und Reinigungsleistungen für Vorklärbecken nach ATV-DVWK A 281 [ATV-DVWK, 2001d] für Ausbaugrößen über 1.000 EW

Reinigungsziel	spezif. Fracht nach Vorklärung g/(E·d)	Durchflusszeit Vorklärbecken bei Trockenwetterzufluss [h]
Kohlenstoffelimination, Nitrifikation	BSB ₅	40
	TKN	10
	P	1,6
Denitrifikation	BSB ₅	45
	TKN	10
	P	1,6

Absetzteich

Rechen, Sandfang und Vorklärbecken können bei Anschlussgrößen ab 50 E bis etwa 1.000 E durch einen Absetzteich ersetzt werden. Becken, die eine oder mehrere Funktionen in sich vereinen, wie Grobstoffabscheidung, Sandabscheidung, Schlamm-speicher, Bereitstellung von Pufferraum bei Belastungsspitzen oder Beckenraum bei Regenwasserzufluss, werden als Mehrzweckbecken bezeichnet. Absetzteiche erfüllen beispielsweise diese Voraussetzungen. Nachteilig ist allerdings eine gelegentliche Geruchsbelästigung, die auch bei Mehrkammergruben oder Emscherbrunnen auftreten kann.

Das Volumen von Absetzteichen ist entsprechend DIN EN 12255-8 auf 2 Becken aufzuteilen, die wechselseitig, entsprechend den Erfordernissen der Schlammräumung, beschickt werden. Weitere Hinweise werden in Kap. 5 *Abwasserbehandlung in naturnahen Kläranlagen* gegeben. Die Reinigungsleistung kann nach Tab. 4.2 (Durchflusszeit 2 h) angenommen werden.

4.3.2 Belebungsverfahren

4.3.2.1 Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung

Beim Belebungsverfahren findet der biologische Abbau von Abwasserinhaltsstoffen durch suspendierte Mikroorganismen (belebter Schlamm) statt.

Unter Sauerstoffverbrauch (aerobes Milieu) werden die im Abwasser vorhandenen abbaubaren organischen Verbindungen durch Mikroorganismen zu CO₂ oxidiert. Den Hauptanteil der gelösten Schmutzstoffe bilden Kohlenstoffverbindungen wie Kohlehydrate, Eiweißkörper und Fette. Ziel des biologischen Abbaus der C-Verbindungen ist das sichere Einhalten der gesetzlich festgelegten BSB₅- und CSB-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage (vgl. Kap. 2 *Rechtsgrundlagen und Regelwerke*). Belebungsbecken und Nachklärbecken bilden verfahrenstechnisch eine Einheit und beeinflussen sich gegenseitig bei der Bemessung.

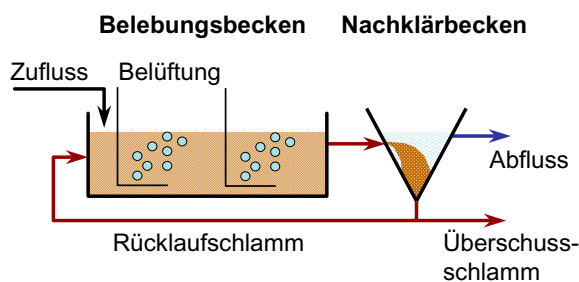


Abb. 4.6: Grundschemata des Belebungsverfahrens

Um bei geringen Anschlussgrößen eine gute Reinigungsleistung und eine aerobe Schlammstabilisierung zu erreichen, sind Anlagen mit geringer Raum- und Schlammbelastung und langen Belüftungszeiten erforderlich. Stoßbelastungen können mit solchen Anlagen bei nahezu gleichbleibender Reinigungsqualität gut abgefangen werden. In Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung findet neben dem Abbau von C-Verbindungen auch eine Nitrifikation und Denitrifikation statt.

Nitrifikation ist die mikrobielle Oxidation von Ammonium-Stickstoff zu Nitratstickstoff. Der Stickstoff in häuslichem Abwasser stammt vorwiegend aus dem Urin. Der Abbau der organischen Stickstoffverbindungen verläuft in mehreren Stufen. Zuerst erfolgt eine Hydrolyse in Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) mit anschließender Oxidation über Nitrit- (NO₂-N) zu Nitrat-Stickstoff (NO₃-N).

Denitrifikation ist die mikrobielle Reduktion von Nitratstickstoff zu elementarem, gasförmig entweichendem Stickstoff durch Abbau organischer Substanz. Die Denitrifikation setzt die Anwesenheit nicht abgebauter Kohlenstoffverbindungen und die Abwesenheit von gelösten Sauerstoff voraus (anoxische Milieubedingungen).

Beim Aufbau von Biomasse infolge des Abbaus von organischen Kohlenstoffverbindungen (BSB) wird neben Stickstoff auch Phosphor in die Zellen eingebaut. Je 100 mg/l BSB_{5,abgebaut} wird rd. 1 mg/l Phosphor inkorporiert und mit dem Überschussschlamm entfernt.

Neben der biologischen Phosphor-Entfernung stehen chemische und chemisch-physikalische Verfahren zur Verfügung. Unter den chemischen Verfahren ist die Simultanfällung mit Eisensalzen die häufigste. Der Stand der Technik ist im DWA-Arbeitsblatt A 202 beschrieben [DWA, 2011b].

Für kleine Kläranlagen bis 5.000 EW werden biologische Verfahren mit gemeinsamer, aerober Schlammstabilisierung empfohlen (ATV-DVWK-M 368, [ATV-DVWK, 2003b]). Grundsätze für die Bemessung von Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung finden sich im DWA Arbeitsblatt A 226 [DWA, 2009a].

Das Belebungsbeckenvolumen V_{BB} kann nach Formel 4.7 berechnet werden.

$$V_{BB} = t_{TS} \cdot \frac{\dot{U}S_d}{TS_{BB}} \quad [m^3] \quad (4.7)$$

- t_{TS} Schlammalter [d]
- ÜS_d tägliche Schlammproduktion [kg/d], Überschussschlamm: Um eine vorgesehene Feststoffkonzentration im Belebungsbecken einzuhalten, muss die dem täglichen Schlammzuwachs adäquate Menge aus dem System kontinuierlich abgezogen werden.
- TS_{BB} Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken [kg/m³], Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen

Die Überschussschlammproduktion ÜS_d kann mit 1 kg TS/kg BSB₅ angenommen werden. Bei Fällung mit Eisensalzen ist die Überschussschlammproduktion um rd. 10 % zu erhöhen. Das Schlammalter für Anlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung und Nitrifikation beträgt t_{TS} ≥ 20 d, für Anlagen mit gezielter Denitrifikation t_{TS} ≥ 25 d. Bei Anlagen unter 1.000 EW sollte ein Bemessungsschlammalter von 25 Tagen gewählt werden. Der erreichbare Trockensubstanzgehalt TS_{BB} ergibt sich aus der Nachklärbeckenbemessung.

Tab. 4.3: Ausgewählte Bemessungswerte für Belebungsanlagen mit Nitrifikation und Trichterbecken zur Nachklärung, Rücklaufverhältnis = 0,75, nach (DWA-A 226 [DWA, 2009a])

Parameter	Zeichen	Einheit	geringer gewerblicher Anteil	hoher gewerblicher Anteil	hoher und schwankender gewerblicher Anteil
BSB ₅ -Raumbelastung	B _{R,BSB5}	kg/(m ³ ·d)	≤ 0,25	≤ 0,2	≤ 0,15
BSB ₅ -Schlammbelastung	B _{TS,BSB5}	kg/(kg·d)	≤ 0,05	≤ 0,05	≤ 0,05
Schlammkonzentration als Trockensubstanz	TS _{BB}	kg/m ³	4,9	3,9	3,3
Schlammindex	ISV	ml/g	100	125	150

Beispiel:

- Anlagengröße 1.100 E,
- spezifische Zulaufkraft 60 g BSB₅/(E·d),
- gewähltes Schlammalter 25 d,
- Schlammindex 125 ml/g, TS_{BB} nach Tab. 4.3.

BSB₅-Schmutzfracht

$$B_{d,BSB5} = 1.100 \cdot 60 / 1.000 \text{ g/(E·d)} = 66 \text{ kg/d}$$

Erforderliches Beckenvolumen

$$V_{BB} = 25 \cdot 1 \cdot 66 / 3,9 = 423 \text{ m}^3$$

Die Schlammbelastung beträgt damit $66 / (3,9 \cdot 423) = 0,04 \text{ kg/(kg·d)}$

Bei üblicher Abwasserzusammensetzung (häusliches Schmutzwasser) ergeben sich die in Tab. 4.3 angegebenen Bemessungsparameter.

In Anlagen mit Rundbecken und Räumern zur Nachklärung sind die erreichbaren TS-Konzentrationen mit 70 % der Werte nach Tab. 4.3 anzusetzen.

Belüftung

Belebungsanlagen können über eine feinblasige Druckbelüftung oder über Oberflächenbelüfter mit Sauerstoff versorgt werden.

Die erforderliche Sauerstoffzufuhr αOC errechnet sich für übliches kommunales Abwasser mit

$$\alpha OC = \frac{O_B \cdot B_{d,BSB5}}{24} \quad [\text{kg/h}] \quad (4.8)$$

- O_B Sauerstofflast $\geq 3,0 \text{ kg/kg}$ (Anlagen mit Nitrifikation)
- Sauerstofflast $\geq 2,5 \text{ kg/kg}$ (Anlagen mit Denitrifikation)
- α Sauerstoffzufuhrfaktor, je nach Belüftungseinrichtung 0,5–0,9, bei Membrananlagen $< 0,5$

Oberflächenbelüfter

Sauerstofftrag: $\alpha OC_N = 1,2\text{--}1,5 \text{ kg/kWh}$ (Betriebsbedingungen)

Motorleistung N:

$$N = \frac{\alpha OC}{\alpha OC_N} \quad [\text{kW}] \quad (4.9)$$

Feinblasige Druckbelüftung

Luftvolumenstrom Q_L zur Abdeckung von αOC in Abhängigkeit von der Einblastiefe:

$$Q_L = \frac{\alpha OC}{f_{O_2} \cdot h_E} \quad \left[\frac{\text{m}^3}{\text{h}} \right] \quad (4.10)$$

- f_{O_2} spez. Sauerstoffausnutzung in $\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{m})$ unter Betriebsbedingungen (um Faktor α geringer als unter Standardbedingungen im Reinwasser)
- h_E Einblastiefe in m

f_{O_2} ohne getrennte Umwälzung

11–15 g/m^3 je m Einblastiefe ($\alpha = 0,6$)

f_{O_2} mit getrennter Umwälzung

9–12 g/m^3 je m Einblastiefe ($\alpha = 0,6$)

Belebung und Nachklärbecken bilden verbunden durch die Schlammrückführung eine verfahrenstechnische Einheit. Der Trockensubstanzgehalt in der Belebung und der Schlammindex bestimmen die Größe des Nachklärbeckens. Einsparungen beim Belebungsbecken durch Anheben der TS_{BB}-Konzentration führen zu einer Vergrößerung der Nachklärung.

Nachklärung

Für die Bemessung von Nachklärungen ist die hydraulische Beschickung und die erreichbare Eindickung des Rücklaufschlammes (TS_{RS}) maßgebend. Es besteht folgende Beziehung:

$$TS_{BB} = \frac{RV \cdot TS_{RS}}{1 + RV} \quad \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right] \quad (4.11)$$

- RV Rücklaufverhältnis (vertikal durchströmte NKB RV = 1, horizontal durchströmte NKB RV = 1,0–0,75)

Die zulässige Flächenbeschickung q_A wird errechnet mit:

$$q_A = \frac{q_{SV}}{TS_{BB} \cdot ISV} \quad (4.12)$$

q_{SV} zulässige Schlammvolumenbeschickung

für Trichterbecken (vertikal durchströmt) $\leq 650 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ für Rundbecken mit Räumern (horizontal durchströmt) $\leq 450 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

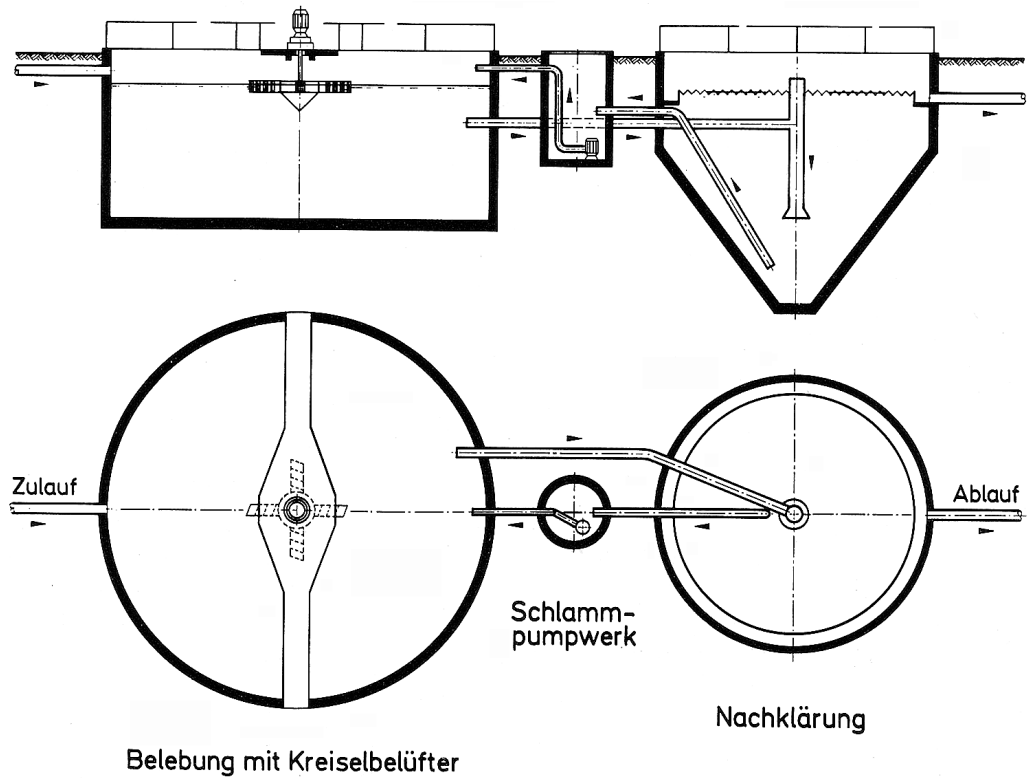


Abb. 4.7: Belebungsanlage mit Kreislaufbelüftung (aus [Müller, 2003])

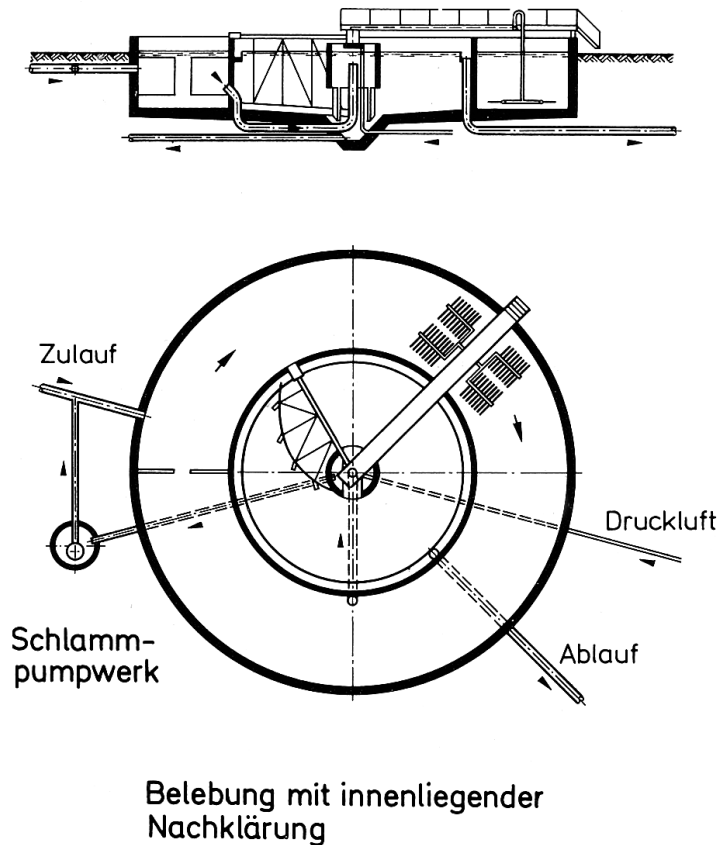


Abb. 4.8: Belebungsanlage als Rundbecken mit Gegenstrombelüftung (aus [Müller, 2003])

Kennwerte für TS_{BB} und ISV können *Tab. 4.3* entnommen werden. Die maximale Flächenbeschickung sollte 2 m/h betragen. Die Mindestbeckenoberfläche A_{NB} wird berechnet nach

$$A_{NB} = \frac{Q_{bem}}{q_A} \quad [m^2] \quad (4.13)$$

Q_{bem} Bemessungszufluss nach *Kap. 4.2.1 Abwasseranfall*

Bei Anlagen bis 1.000 EW wird empfohlen die Mindestoberfläche für $(1 + RV) \cdot Q_{bem}$ auszulegen [DWA, 2011a].

Trichterbecken werden bis zu Durchmessern von 10–12 m eingesetzt. Darüber hinausgehende Anforderungen werden durch Rundbecken mit Räumern abgedeckt. Tiefe Trichterbecken mit Vertikalströmung eignen sich für kleine Kläranlagen aus wirtschaftlicher Sicht besonders, da die Ausrüstung mit Schlammräumern entfällt.

Für den abgezogenen Überschussschlamm ist ein gesonderter Speicher zur Eindickung vorzusehen. Die Größe des Speichers hängt von der Art der Schlammbeiseitigung ab. Bei ganzjährig gesicherter Abfuhr des Schlammes ist ein Stapelvolumen für ≥ 1 Monat vorzusehen. Im Falle der landwirtschaftlichen Verwertung sollte der Schlamm Speicher für ≥ 6 Monate bemessen werden. Ist eine landwirtschaftliche Verwertung nicht möglich, ist in der Regel eine maschinelle Entwässerung erforderlich.

Bei einem Überschussschlammfall von 1 kg TS/kg BSB₅ ergibt sich folgender spezifischer Schlammfall:

nicht eingedickt (1 % TS)	6,0 l/(E·d),
voreingedickt (2,5 % TS)	2,4 l/(E·d) und
gelagert (5 % TS)	1,2 l/(E·d).

Einige Ausführungsformen von Belebungsverfahren sind in *Abb. 4.7* und *Abb. 4.8* dargestellt.

4.3.2.2 Verfahrenstechnische Weiterentwicklungen des Belebungsverfahrens

SBR-Anlagen

SBR-Anlagen (sequencing batch reactor) oder Belebungsanlagen mit Aufstauetrieb kennzeichnen ein Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung mit belebtem Schlamm, in dem die biologischen Reinigungsprozesse und die Abtrennung des belebten Schlammes in ein und demselben Becken stattfinden. Das Zeitintervall zwischen zwei Klarwasserabzügen wird als Zyklus bezeichnet. Ein Zyklus (t_z) besteht aus folgenden Phasen (DWA-Merkblatt M 210 [DWA, 2009c]):

- *Füllphase*, das Abwasser wird in das Aufstaubecken geleitet.
- *Mischphase*, Zeitintervall, in dem der Inhalt des Aufstaubeckens ohne Sauerstoffzufuhr gemischt wird und sich anoxische und/oder anaerobe Milieubedingungen einstellen.
- *Belüftungsphase*, der Behälterinhalt wird belüftet, aerobe Milieubedingungen.
- *Absetzphase*, der belebte Schlamm sedimentiert.
- *Reaktionsphase*, t_R , Zeitintervall, während dessen die aeroben, anaeroben oder anoxischen Prozesse ablaufen.
- *Klarwasserabzugsphase*, das Klarwasser und ggf. der Überschussschlamm werden abgezogen.
- *Stillstandsphase*, Zeitintervall, während dessen das Aufstaubecken auf eine neue Befüllung wartet (optional).

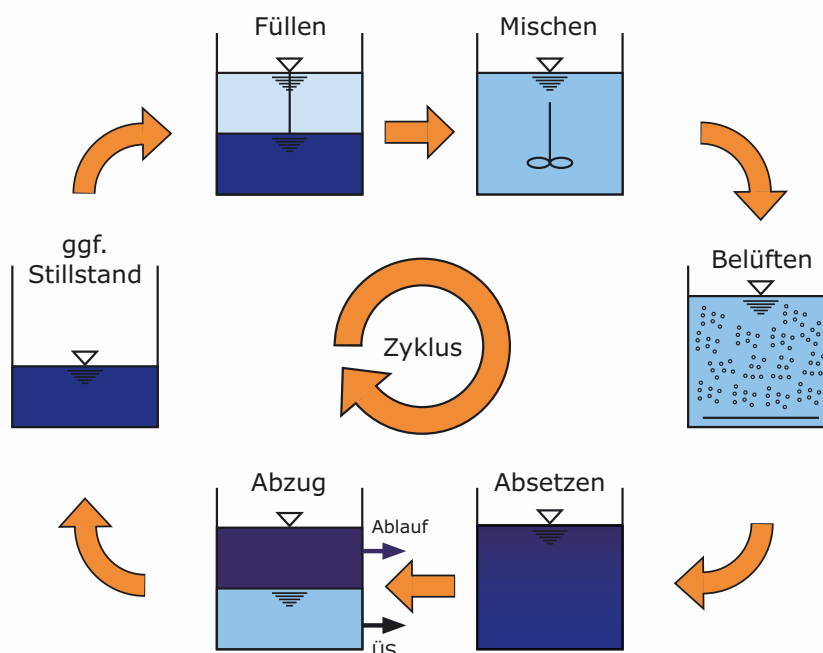


Abb. 4.9: Aufeinanderfolge von Prozessphasen während eines Zyklus

Aufstauanlagen sind modular aufgebaut. Reaktion und Sedimentation finden zeitlich getrennt in einem Becken statt. Bei kleinen Kläranlagen ist es somit möglich, ohne großen Mehraufwand redundante Systeme zu betreiben (1 Aufstaubecken entspricht einem Belebungsbecken und Nachklärbecken).

Weitere mögliche Anlagenkomponenten sind Vorseicher zum Mengen- und Konzentrationsausgleich sowie Ablaufspeicher zur Vergleichmäßigung des Ablaufs, der bei SBR-Anlagen diskontinuierlich anfällt.

Die Bemessung kann analog zur Berechnung von Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung vorgenommen werden. Das erforderliche Schlammalter ist auf die Reaktionsphase zu beziehen, in der die biologischen Prozesse ablaufen. Zur Volumenermittlung ist daher das erforderliche Schlammalter mit dem Faktor t_z/t_R zu multiplizieren. Detaillierte Bemessungsempfehlungen sind in [DWA, 2009c] enthalten.

Membranbelebungsanlagen

Eine neuere Entwicklung im Bereich von kleinen Kläranlagen ist das Membranbelebungsverfahren. Bei diesem Verfahren erfolgt die Abtrennung des belebten Schlammes mittels Filtration durch eine Membran. Üblich ist die Mikrofiltration mit einer Trennleistung von 0,1–1 μm bis hin zur Ultrafiltration mit Trennleistungen von 0,01–0,1 μm . Wird die Filtrationseinheit im Belebungsbecken untergebracht, kann auf eine Rückführung des Schlammes verzichtet werden. Die mechanische Vorbehandlung des Rohabwassers ist so auszulegen, dass Membrane und Belüftungselemente vor feinen Fasern geschützt werden, um Verzopfungen und Ablagerungen zu verhindern. Empfohlen werden Siebe bis maximal 3 mm Durchtrittsweite.

Es werden zwei Filtrationsverfahren unterschieden:

- **Dead-End-Filtration**, das Abwasser wird vollständig durch die Membranmodule als Permeat abgeleitet. Die Feststoffe reichern sich auf der Membran an, die ab einem bestimmten Transmembrandruck rückgespült werden.
- **Cross-Flow-Filtration**, hier strömt das Abwasser quer über die Membranfläche. Ein Teil des Abwassers wird als Permeat abgeleitet, ein Teil wird im Kreis geführt und enthält die Feststoffe. Durch die konstante Strömung wird die Belegung der Membran mit Feststoffen reduziert.

In der Abwasserreinigung wird bevorzugt die Cross-Flow-Filtration benutzt.

Die beim Betrieb von Membrananlagen gesammelten Erfahrungen des Erftverbandes sind in *Tab. 4.4* zusammengestellt. Ausführliche Hinweise zu Bemessung und Betrieb gibt der Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-7 [DWA, KA-7, 2005]. Der Sauerstoffzufuhrfaktor α sollte bei TS-Gehalten im Belebungsbecken zwischen 10 und 15 g/l maximal mit 0,5 angesetzt werden.

Der Einsatz von Membranbelebungsanlagen kann in Betracht kommen, wenn weitergehende Anforderungen an die Reinigungsleistung gestellt werden. Durch den

weitgehenden Rückhalt auch von unerwünschten Mikroorganismen (wie pathogene Bakterien, Viren) an der Membran wird eine erhebliche Keimreduktion erreicht.

Tab. 4.4: Bemessungsempfehlungen für Membranbelebungsanlagen, Trennleistung 0,1 μm [Drensla, 2006]

Parameter	Einheit	Empfehlung Erftverband
TS-Gehalt	g/l	12
Max. Permeatfluss	l/(m ² ·h)	< 25
Jahresdurchschnitt Permeatfluss	l/(m ² ·h)	< 10
Transmembrane Druckdifferenz	bar	0,05–0,2
Hydraulische Aufenthaltszeit	h	≥ 4,0

4.3.3 Tropfkörper- und Rotationstauchkörperanlagen (Biofilmverfahren)

Die Abwasserreinigung in Tropfkörpern wird von Mikroorganismen bewirkt, die sich als Biofilm auf dem Füllstoff ansiedeln. Der Reinigungsvorgang vollzieht sich im Tropfkörper in Fließrichtung des Abwassers von oben nach unten, wobei die Belastung nach unten abnimmt und sich so unterschiedliche Biozönosen längs des Fließweges ansiedeln. Wird die Belastung ausreichend gering, setzt eine Nitrifikation ein.

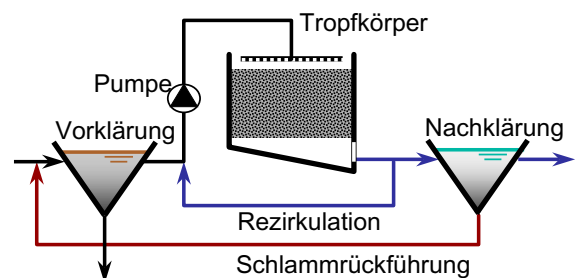


Abb. 4.10: Fließschema einer Tropfkörperanlage

Für die gesicherte Leistungsfähigkeit von Tropfkörperanlagen ist nach ATV-DVWK A 281 [ATV-DVWK, 2001d] eine Reihe von Voraussetzungen einzuhalten:

- Zustand und Einbau des Füllmaterials muss einwandfrei sein, Füllmaterial nach DIN 19557,
- gleichmäßige Verteilung des Abwassers auf der Oberfläche,
- Aufbau des Tropfkörpers nicht aus unterschiedlichen Materialien,
- Kurzschlussströmungen sind unbedingt zu vermeiden,
- Anpassung der eingesetzten Pumpen an den Schmutzwasserzufluss, möglichst kontinuierliche Beschickung des Tropfkörpers,
- Luftzutritt von außen zum Tropfkörperboden muss gesichert sein und
- einer Auskühlung des Tropfkörpers im Winter ist entgegenzuwirken.

Tab. 4.5: Bemessungskennwerte von Tropfkörpern

Kennwert	Zeichen	Einheit	A 222 [DWA, 2011a]	A 281 [ATV-DVWK, 2001d]
Anschlussgröße		EW	bis 1.000	
BSB ₅ -Raumbelastung	B _{R, BSB5}	kg/(m ³ ·d)		
Brockenfüllung		kg/(m ³ ·d)		≤ 0,4 ¹⁾
Kunststoffelemente				
A _R = 100 m ² /m ³		kg/(m ³ ·d)		≤ 0,4 ¹⁾
A _R = 200 m ² /m ³		kg/(m ³ ·d)		max. 0,6 ¹⁾
TKN-Raumbelastung	B _{R, TKN}	kg/(m ³ ·d)		≤ 0,1 ²⁾
Tropfkörperhöhe	H	m	3,5–4,5	4,0 ≥ 4 ³⁾
Rücklaufverhältnis	RV _t	–	≥ 1	≥ (C _{BSB5,ZB} /C _{BSB5,ZB,R})
Flächenbeschickung	q _A	m ³ /(m ² ·h)	≥ 0,8/1,6 ³⁾	≥ 0,4/0,8 ³⁾
BSB ₅ -Mischkonzentration am TK-Drehspren- ger (C _{BSB5,ZB} = BSB ₅ im Zulauf biol. Stufe)	C _{BSB5,ZB,RF}	mg/l		≤ 150

¹⁾ ohne Nitrifikation

²⁾ Anschlussgrößen 50–1.000 EW lineare Absenkung auf 0,05 kg/(m³·d)

³⁾ Werte gelten für Kunststofffüllungen

Der Auswahl des Tropfkörpermaterials ist besondere Beachtung zu schenken (s. DIN 19557). Konventionelle Tropfkörper werden mit Gesteins- oder Schlackebrocken der Körnung 40–80 mm bestückt. Das entspricht einer spezifischen Oberfläche von etwa 90 m²/m³ bei einem Hohlraumanteil von 50 %. Kunststoff-Materialien werden in Tropfkörpern oft als erste Reinigungsstufe bei der Reinigung von höher konzentrierten Abwässern genutzt.

Die Bemessung des Tropfkörpervolumens erfolgt in Abhängigkeit von der BSB₅-Raumbelastung, bei Anlagen für Nitrifikation ist zusätzlich die TKN-Raumbelastung maßgebend. Es gelten die Kennwerte aus Tab. 4.5.

Rotationstauchkörper

Bei Rotationstauchkörpern sitzt die für die biologische Abwasserreinigung benötigte Biomasse auf rotierenden Aufwuchsflächen. Der in Walzen oder auf Scheiben haftende Biofilm wird während der Drehung abwechselnd der Luft und dem Abwasser ausgesetzt. Wenigstens 40 % der Rotationsscheibfläche sollte ständig aus dem Wasser ragen. Der Abstand der Scheiben muss mindestens 18 mm betragen.

Scheibentauchkörper

Verbreitetste Bauform sind die Scheibentauchkörper. Die erforderliche theoretische Oberfläche wird aus der zulässigen BSB₅-Flächenbelastung und der täglichen BSB₅-Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe ermittelt.

Tab. 4.6: Bemessungskennwerte von Rotationstauchkörpern [ATV-DVWK, 2001d]

Kennwert	Zeichen	Einheit	
Anschlussgröße		EW	
BSB ₅ -Flächenbelastung	B _{A, BSB5}	g/(m ² ·d)	
Scheibentauchkörper	B _{A, BSB5}	g/(m ² ·d)	≤ 40 (1. Stufe)
2-stufige Kaskaden			≤ 8
3- u. 4-stufige Kaskaden			≤ 10
Sonstige Rotationstauchkörper	B _{A, BSB5}	g/(m ² ·d)	
2-stufige Kaskaden			≤ 5,6
3- u. 4-stufige Kaskaden			≤ 7
Reinigung mit Nitrifikation			
3-stufige Kaskaden	B _{A, BSB5}	g/(m ² ·d)	≤ 8
	B _{A, TKN}	g/(m ² ·d)	≤ 1,6
4-stufige Kaskaden	B _{A, BSB5}	g/(m ² ·d)	≤ 10
	B _{A, TKN}	g/(m ² ·d)	≤ 2
Sonstige Rotationstauchkörper			
3-stufige Kaskaden	B _{A, BSB5}	g/(m ² ·d)	≤ 5,6
	B _{A, TKN}	g/(m ² ·d)	≤ 1,1
4-stufige Kaskaden	B _{A, BSB5}	g/(m ² ·d)	≤ 7
	B _{A, TKN}	g/(m ² ·d)	≤ 1,4

Bemessungskennwerte sind in *Tab. 4.6* zusammengestellt.

Ein Wannenvolumen von etwa 4 l je m² theoretische Oberfläche sollte nicht unterschritten werden. Für Anschlussgrößen von 50 bis etwa 1.000 EW sind die zulässigen Flächebelastungen zu reduzieren.

Nachklärung

Nachklärbecken für Rotationstauch- und Tropfkörperanlagen werden nach den hydraulischen Kennwerten

Aufenthaltszeit t_R und Oberflächenbeschickung q_A bemessen.

$$q_A = \frac{Q_{NB}}{A_{NB}} \quad [m/h] \quad (4.14)$$

- Q_{NB} Maximalzufluss zur Nachklärung mit $Q_{NB} = Q_{bem} \cdot (1 + RV)$
- A_{NB} Fläche Nachklärung in m²
- RV Rücklaufverhältnis

Angaben zu den Bemessungswerten können *Tab. 4.7* entnommen werden.

Tab. 4.7: Bemessung von Nachklärbecken Tropfkörper- und Tauchkörperanlagen

Kennwert	Zeichen	Einheit	A 222 [DWA, 2011a]	A 281 [ATV-DVWK, 2001d]
Anschlussgröße		EW	bis 1.000	
BSB ₅ -Flächenbeschickung	q_A	m ³ /(m ² ·h)	0,8 ²⁾ ; 2,2 ¹⁾	≤ 0,8
Durchflusszeit	t_{NK}	h	3,5–2,5	≥ 2,5
Mindestwassertiefe		m	≥ 2 ^{2, 3)}	> 2 ^{2, 3)}

¹⁾ Trichterbecken

²⁾ Horizontal durchströmte Nachklärbecken

³⁾ 2/3 Fließweg

4.4 Kleinkläranlagen

4.4.1 Verfahren

Bemessung, Einbau, Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen im Anwendungsbereich der gültigen Normen DIN EN 12566, Teile 1 bis 7, sind für Deutschland geregelt in:

- DIN 4261 Teil 1 (2010) für Anlagen zur Abwasservorbehandlung [DIN, 2010b],
- DIN 4261 Teil 5 (2012) für Anlagen zur Verbringung von biologisch aerob vorbehandeltem Abwasser in den Untergrund [DIN, 2012c],
- in den Zulassungsgrundsätzen für Allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen des DIBt (2012) [DIBt, 2012], vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser bis zu 50 EW (entspricht der biologischen Stufe der Abwasserbehandlung).

Im Februar 2012 hat die DWA Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe herausgegeben [DWA, 2012].

Die erreichbaren Reinigungsleistungen der biologischen Stufe für technische Verfahren ergeben sich aus den Zulassungsgrundsätzen des DIBt und den angegebenen Reinigungsklassen (vgl. *Kap. 2.7 Regelungen für Kleinkläranlagen*).

Nur ordnungsgemäß betriebene und gewartete Kleinkläranlagen sind in der Lage, die Grenzwerte für den Abbau von Kohlenstoffverbindungen nach Abwasserverordnung einzuhalten.

Tab. 4.8 gibt einen Überblick über zulässige Verfahrensvarianten beim Neubau von Kleinkläranlagen.

Tab. 4.8: Verfahrensvarianten von Kleinkläranlagen

Behandlungsstufe	Verfahren			
Vorbehandlung	Mehrkammerabsetzgrube			
	Mehrkammerausfallgrube			
Biologische Stufe – Verfahren mit Abwasserbelüftung	Biofilmverfahren		Belebungsverfahren	
	Tropfkörper		Belebung (klassisch)	
	Rotationstauchkörper		Belebung in SBR	
	Belüftetes Festbett		Belebung mit Membran	
	Wirbel-Schwebbett			
Biologische Stufe – Verfahren ohne Abwasserbelüftung (nach DIBt-Kennzeichnung)	Mehrkammerausfallgrube + Filteranlage			
	Bodenkörperfilteranlage	Bepflanzter Bodenfilter	Sandfilterschacht, Festbettfilter	natürlich belüfteter Teich (DWA-M 221)
Einleitung in den Untergrund (optional)	Sickergraben, Sickergrube			

4.4.2 Vorbehandlung

Das Rohabwasser gelangt über ein Haus- bzw. Grundstücksentwässerungssystem in die Abwasserbehandlungsanlage. Als 1. Stufe dient die Vorklärung zur Abtrennung von absetzbaren Stoffen und Schwimmstoffen aus dem häuslichen Schmutzwasser. Hier werden die üblichen Schritte der mechanischen Abwasservorbehandlung mit Rechen, Sandfang, Vorklärung zusammengefasst. In der Regel kommen Mehrkammer-Absetzgruben oder Mehrkammer-Ausfaulgruben zum Einsatz. Neben der mechanischen Abwasservorbehandlung dient die Vorklärung zur Speicherung des Primärschlammes und ggf. zur Speicherung des Sekundärschlammes. Absetzteiche sind als Vorstufe für Kleinkläranlagen aus hygienischen Gründen und wegen möglicher Geruchsbelästigungen nicht zulässig [DWA, 2012].

4.4.2.1 Ein- und Mehrkammerabsetzgruben

Einkammer-Absetzgruben sind nur als Grobentschlammung für Belebungsanlagen zulässig, wobei ein Einsatz für Membranbelebungsanlagen nicht sinnvoll ist. Das Auslegungsvolumen beträgt 300 l/E bei einem Mindestvolumen von 2.000 l.

Die Bemessung für Mehrkammerabsetzgruben erfolgt mithilfe von einwohnerbezogenen spezifischen Volumina. Das Mindestvolumen beträgt 2.000 l. Bis 4.000 l ist die Ausbildung als Zweikammergrube möglich.

- erforderliches Nutzvolumen 500 l/E, mindestens 2.000 l,
- Zuschlag für die Speicherung von Sekundärschlamm aus Belebungsanlagen 125 l/E,
- Zuschlag für die Speicherung von Sekundärschlamm aus Tropfkörper-/Tauchkörperanlagen 50 l/E,
- nutzbare Wassertiefe mindestens 1,2 m, maximale Wassertiefe zwischen 2 (kleines Gesamtvolumen) bis 4,5 m (großes Gesamtvolumen).

Ein Feststoffgehalt von 0,5 ml/l im Ablauf wird in Mehrkammer-Absetzgruben in der Regel unterschritten. Nach [DWA, 2012] kann nach Vorbehandlung in einer Kammer mit einem TS im Ablauf von 35 g/(E·d) gerechnet werden, bei Vorbehandlung in mehreren Kammern mit 25 g/(E·d).

Die einwohnerspezifischen Frachten für BSB₅/CSB können nach Vorbehandlung in einer Kammer mit 50 g BSB₅/(E·d) bzw. 100 g CSB/(E·d) oder bei Vorbehandlung in mehreren Kammern mit 40 g BSB₅/(E·d) bzw. 80 g CSB/(E·d) angenommen werden [DWA, 2012].

Die BSB₅/CSB-Reinigungsleistungen können jedoch zeitlich schwanken und nach Erfahrungen aus der Praxis zwischen 0 und 50 % liegen. Gründe hierfür sind:

- Schlammfäulung mit Gasentwicklung und damit Störung der Sedimentation und Aufschwimmen abgesetzten Schlammes,
- Rücklösung von Reaktionsprodukten der anaeroben Schlammzersetzung.

Aufgrund der anaeroben Verhältnisse ist mit dem Auftreten von materialangreifenden Gasen zu rechnen.

Dies ist bei der Wahl der Baustoffe und beim Korrosionsschutz zu berücksichtigen.

Im Zuge der Wartung der Kleinkläranlage ist die Absetzgrube auf ihren baulichen Zustand zu überprüfen und der Schlammspiegel zu messen. Bei Feststellung halber Füllung des Nutzvolumens mit Schlamm ist eine Schlammabfuhr zu veranlassen.

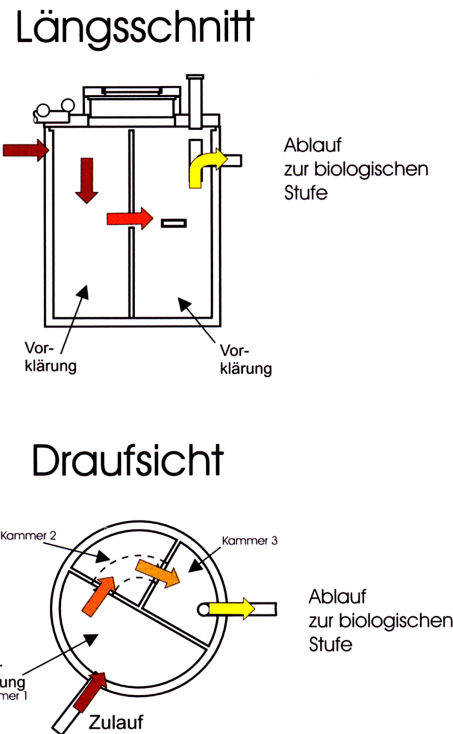


Abb. 4.11: Mehrkammerabsetzgrube nach [DIN, 2002b], [Boller et al., 2002]

4.4.2.2 Mehrkammer-Ausfaulgruben

Mehrkammer-Ausfaulgruben dienen neben der mechanischen Vorreinigung zusätzlich der Speicherung von Primär- und Sekundärschlamm.

Die Bemessung für Mehrkammerausfaulgruben erfolgt ebenfalls mit einwohnerbezogenen spezifischen Volumina. Das Mindestvolumen beträgt 6.000 l.

- erforderliches Nutzvolumen 1.500 l/E, mindestens 6.000 l,
- Ausführung mit mindestens 3 Kammern, Volumen der ersten Kammer 1/2 des Gesamtvolumens,
- nutzbare Wassertiefe mindestens 1,2 m, maximale Wassertiefe zwischen 2 (kleines Gesamtvolumen) bis 4,5 m (großes Gesamtvolumen).

Ein Feststoffgehalt von 0,3 ml/l im Ablauf wird in Mehrkammer-Ausfaulgruben in der Regel unterschritten. Durch das im Vergleich zur Absetzgrube wesentlich größere Volumen kommt es zu anaeroben biologischen Abbauprozessen und damit zu einer anaeroben biologischen Vorbehandlung des Abwassers. BSB₅-Reinigungsleistungen von 30–50 % können erreicht werden.

Aufgrund der anaeroben Verhältnisse ist mit dem Auftreten von materialangreifenden Gasen zu rechnen.

Dies ist bei der Wahl der Baustoffe und beim Korrosionsschutz zu berücksichtigen.

Im Zuge der Wartung der Kleinkläranlage ist die Ausfallgrube auf ihren baulichen Zustand zu überprüfen und der Schlamm Spiegel zu messen. Bei Feststellung halber Füllung des Nutzvolumens mit Schlamm ist eine Schlammabfuhr zu veranlassen.

4.4.3 Biofilmverfahren

4.4.3.1 Tropfkörperanlagen

Tropfkörperanlagen bestehen aus Vorklärung, Tropfkörpersegment und Nachklärung. Als Vorklärung dient meist die beschriebene Mehrkammerabsetzgrube.

Das vorgeklärte Abwasser wird über eine Verteilereinrichtung dem Tropfkörper zugeführt. Das Abwasser rieselt im Tropfkörper nach unten und wird längs des Fließwegs gereinigt. Die biologische Reinigung erfolgt durch Mikroorganismen, die sich auf der Oberfläche des eingebauten Trägermaterials ansiedeln (sessile Organismen). Als Tropfkörperfüllung werden Lavaschlacke-Brocken oder Kunststoffelemente eingesetzt. Die mit Mikroorganismen besiedelte Oberfläche der Füllung wird auch Biofilm oder biologischer Rasen genannt. Entscheidend für die Reinigungsleistung ist eine ständige Versorgung des Tropfkörpers mit Sauerstoff. Unter dem Tropfkörper befindet sich eine luftdurchlässige Auflage (Lochplatte). Durch den Kamineffekt wird Luft im Gegenstrom zum Abwasser durch den Tropfkörper geführt. Entscheidend für die Strömungsrichtung der Luft sind die Temperaturverhältnisse im Tropfkörper. An heißen Sommertagen kann es zu einer Strömungsumkehr kommen.

Bei ausreichender Versorgung der Mikroorganismen mit Nährstoffen nimmt die Schichtdicke des Biofilms zu. Die unteren Schichten des Biofilms werden nicht mehr ausreichend mit Sauerstoff versorgt und sterben ab. Mit dem Abwasserdurchfluss werden die abgestorbenen Teile aus dem Tropfkörper ausgetragen. Das gereinigte Abwasser wird zusammen mit dem ausgetragenen Schlamm in einem unter dem Tropfkörper befindlichen Pumpensumpf gesammelt. Die wasserstandsabhängig gesteuerte Pumpe fördert das Abwasser in die Nachklärung, in der die Trennung von Abwasser und Feststoffen erfolgt. Eine auf dem Boden der Nachklärung installierte Pumpe fördert zeitgesteuert ein Gemisch aus Tropfkörperschlamm und gereinigtem Abwasser zurück in die Vorklärung (Tropfkörperrücklauf). Der Rücklauf ist erforderlich zur Einhaltung der Spülkraft, der Verdünnung bei hohen Zulaufkonzentrationen sowie zur Dämpfung von Belastungsstößen. Je nach Füllstand in der Nachklärung verlässt überschüssiges gereinigtes Abwasser die Anlage über ein durch eine Tauchwand geschütztes Ablaufrohr.

Nach den Zulassungsgrundsätzen des DIBt [DIBt, 2012] gibt es für Tropfkörper folgende Bemessungsgrundlagen:

- BSB_5 -Raumbelastung $B_R \leq 0,15 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.
- Als Mindestvolumen der Füllung sind 2 m^3 einzuhalten.
- Die Mindestfüllhöhe beträgt $1,50 \text{ m}$.

Für den Rücklauf aus der Nachklärung ist ein Rücklaufverhältnis von $RV = 3$ einzuhalten. Bei einer Tropfkörperhöhe ab $2,5 \text{ m}$ ist $RV = 1$ ausreichend.

Das Rücklaufverhältnis ist bei Kleinkläranlagen wie folgt definiert:

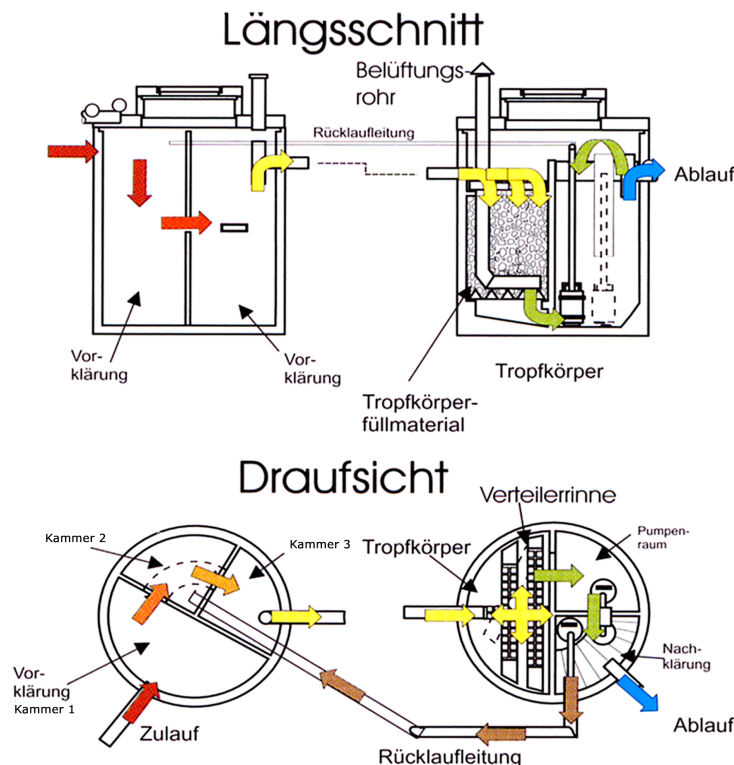


Abb. 4.12: Schema einer Tropfkörperanlage

$$RV = \frac{Q_{R24}}{Q_{d10}} \quad (4.15)$$

mit

Q_{R24} 1/24 der Tagesrücklaufmenge
 Q_{d10} 1/10 der Tagesschmutzwassermenge

Beispiel:

Anlagengröße 10 EW mit Vorklärung (Annahme Ablauf Vorklärung 40 g/(E·d))

BSB₅-Schmutzfracht:

$$B_{d,BSB5} = 10 \cdot 40 \text{ g/(E·d)} = 0,4 \text{ kg/d}$$

$$V_T = \frac{B_{d,BSB5}}{B_R}$$

$$V_T = \frac{0,4}{0,15} = 2,67 \text{ m}^3 \rightarrow V_T \geq 2 \text{ m}^3$$

Nachklärbecken

Für Nachklärbecken von Tropfkörperanlagen gelten die Bemessungskennwerte nach Tab. 4.9.

Die Funktion des Tropfkörpers ist abhängig von der aktiven Oberfläche des Füllmaterials und damit von der gleichmäßigen Verteilung des Abwassers auf der Ober-

fläche des Tropfkörpers. Pfützenbildung auf der Oberfläche des Tropfkörpers deutet auf eine Verstopfung hin, die eine freie Luftzirkulation beeinträchtigen kann. Bei der Eigenüberwachung ist daher auf den ordnungsgemäßen Betrieb zu achten und zur Beseitigung von Funktionsbeeinträchtigungen eine Wartungsfirma zu beauftragen.

Tab. 4.9: Bemessungskennwerte der Nachklärung für Tropfkörperanlagen (bezogen auf Q_{d10}) [DIBt, 2012]

Parameter	Zeichen	Einheit	Kennwert
Durchflusszeit	t_{NK}	h	$\geq 3,5$
Oberflächenbeschickung	Q_A	$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	$\leq 0,4$
Oberfläche	A_{NK}	m^2	$\geq 0,7$
Wassertiefe	h_{NK}	m	$\geq 1,0$

4.4.3.2 Rotationstauchkörper

Rotationstauchkörper gehören wie Tropfkörper zu den Festbetтанlagen. Sie bestehen aus Vorklärung, Tauchkörper (in der Regel Scheibentauchkörper) und Nachklärung. Das auf einer angetriebenen Achse gelagerte Festbett (Scheibenpakete) taucht nur etwa zur Hälfte in eine vom Abwasser durchflossene Wanne ein.

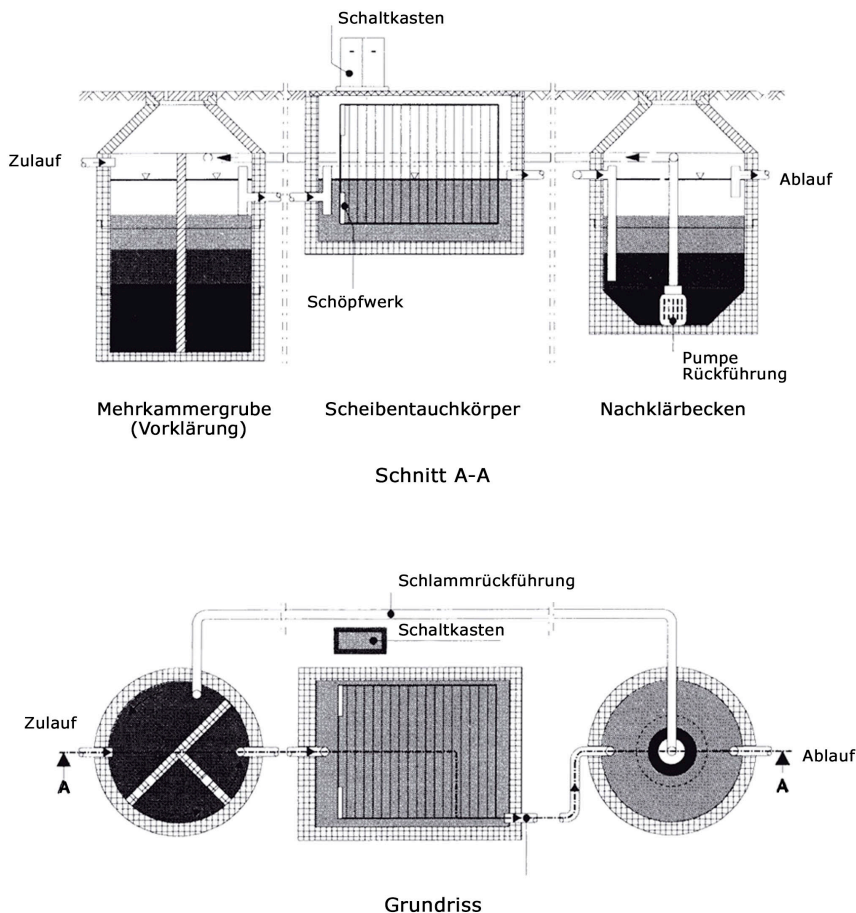


Abb. 4.13: Scheibentauchkörperanlage

Die langsame Drehbewegung des Festbettes bewirkt einen intermittierenden Kontakt des Biofilms mit dem zu reinigenden Abwasser und der Luft. Die Sauerstoffversorgung des Biofilms wird durch den direkten Kontakt der Bakterien mit der Luft sichergestellt.

Ähnlich wie beim Tropfkörper werden ständig Teile des Bewuchses als Überschussschlamm durch die Rotation abgespült. Die Nachschaltung einer Nachklärung ist daher erforderlich.

Nach den Zulassungsgrundsätzen des DIBt (2012) [DIBt, 2012] gelten folgende Bemessungsgrundlagen:

- BSB₅-Flächenbelastung $B_A \leq 0,004 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.
- Die Mindestfläche der Tauchkörper FT_{\min} beträgt 45 m^2 .

Die erforderliche theoretische Oberfläche sollte auf mindestens zwei hintereinander durchflossene Rotationsstauchkörper aufgeteilt werden [DWA, 2012]. Für das zugehörige Nachklärbecken gelten die gleichen Bemessungsansätze wie für das Tropfkörperverfahren.

Schlammbrücken zwischen den Scheiben können den Luftzutritt beeinträchtigen und müssen zur Erhaltung der Reinigungsleistung beseitigt werden. Daher ist eine regelmäßige Inaugenscheinnahme der Anlage nötig.

Nur ordnungsgemäß gewartete Rotationstauchkörperanlagen sind in der Lage, die Grenzwerte für den Abbau von Kohlenstoffverbindungen nach Abwasserverordnung einzuhalten.

4.4.3.3 Belüftetes Festbett

Getauchte Festbettanlagen bestehen aus Vorklärung, Tauchkörper und Nachklärung. Die fest installierten, zu Blöcken zusammengefassten Kunststoffelemente sind ständig getaucht und dienen den Mikroorganismen als Aufwuchsfläche. Die Kunststoffkörper besitzen eine große spezifische Oberfläche. Sie sind so konzipiert, dass das Abwasser eine Art Röhrensystem durchlaufen muss. Dabei wird der Kontakt mit den Mikroorganismen hergestellt. Um Verstopfungen des Festbetts vorzubeugen, muss ein optimales Verhältnis von Festbettoberfläche zum Gesamtvolumen bestehen und eine geeignete konstruktive Anordnung der Kunststoffelemente sichergestellt sein.

Der für die biologischen Abbauvorgänge erforderliche Sauerstoff wird unterhalb des Festbetts eingetragen. Die aufsteigenden Luftblasen bewirken eine hydraulische Bewegung des Abwassers innerhalb des Festbettreaktors. Der Biofilm wächst bei ausreichender Nährstoffversorgung ständig. Ähnlich wie beim Belüftungsverfahren entsteht so ein Überschuss an Biomasse. Durch das aufströmende Wasser wird die überschüssige Biomasse vom Festbett abgespült. Dieser Überschussschlamm schwebt danach frei im Abwasser des Festbettreaktors, gelangt in die Nachklärung und muss durch eine Überschussschlammleitung in die Vorklärung gefördert werden.

Die Belüftung des Festbettreaktors erfolgt intermittierend. Je nach Zustand der Anlage können sich in den Belüftungspausen anoxische Verhältnisse einstellen. Wenn unter diesen Umständen ungereinigtes Abwasser

aus der Vorklärung nachfließt, bestehen günstige Voraussetzungen für die Denitrifikation.

Nach den Zulassungsgrundsätzen des DIBt (2012) [DIBt, 2012] gelten folgende Bemessungsgrundlagen:

- BSB₅-Flächenbelastung $B_A \leq 0,004 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.
- Die Mindestfläche der Tauchkörper FT_{\min} beträgt 45 m^2 .

Für das zugehörige Nachklärbecken gelten die gleichen Bemessungsansätze wie für das Tropfkörperverfahren.

Bei der Betriebskontrolle ist auf das Blasenbild des Lufteintrages in der Kammer des Festbetts zu achten, um mögliche Störungen wie Verstopfungen im Festbett, Verschlämmungen am Boden frühzeitig zu erkennen. Diese sind dann unverzüglich zu beseitigen.

Ordnungsgemäß gewartete Festbettanlagen sind in der Lage, die Grenzwerte für den Abbau von Kohlenstoffverbindungen nach Abwasserverordnung einzuhalten.

4.4.3.4 Wirbel-Schwebbett-Anlagen

Eine weitere Bauform von Tauchkörperanlagen sind die Wirbel-Schwebbett-Anlagen. Kleinere Kunststoffkörper mit großer spezifischer Oberfläche schwimmen durch ihre geringe Dichte (kleiner als Dichte Wasser) an der Oberfläche des Reaktors. Die Belüftung erfolgt wie bei den getauchten Festbetten durch Schlauch- oder Tellerbelüfter. Die auftreibenden Luftblasen verwirbeln die Schwebkörper und erreichen so den intensiven Kontakt mit dem Abwasser. Auch bei dieser Bauform wird intermittierend belüftet. Zum Rückhalt der Bewuchsträger in der Biokammer werden Fangvorrichtungen im Ablauf zur Nachklärung eingesetzt oder Käfige in die Anlage hineingestellt.

Eine weitere Variante besteht aus Aufwuchskörpern mit einer Dichte größer als die Dichte von Wasser. Diese sinken in den Belüftungspausen auf den Behälterboden.

Die theoretische Oberfläche der Aufwuchskörper soll für folgende Flächenbelastungen ermittelt werden [DWA, 2012]:

- BSB₅-Flächenbelastung $B_A \leq 0,001 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ für 4 EW.
- BSB₅-Flächenbelastung $B_A \leq 0,002 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ für 50 EW.

Höhere Flächenbelastungen sind durch Versuche nachzuweisen. Das Schüttvolumen der Aufwuchskörper darf maximal 50% des Reaktorvolumens betragen.

Für das zugehörige Nachklärbecken gelten die gleichen Bemessungsansätze wie für das Tropfkörperverfahren.

Bei der Betriebskontrolle ist auf das Blasenbild des Lufteintrages im Wirbelbett zu achten, um mögliche Störungen wie Verstopfungen und Verschlämmungen frühzeitig zu erkennen. Die Funktion des Verfahrens ist davon abhängig, dass das Gleichgewicht zwischen aufwachsendem Biofilm und Abrieb zwischen den Kunststoffkörpern erhalten bleibt.

Nur ordnungsgemäß gewartete Anlagen sind in der Lage, die Grenzwerte für den Abbau von Kohlenstoffverbindungen nach Abwasserverordnung einzuhalten.

4.4.4 Belebungsverfahren

4.4.4.1 Belebungsanlagen

Belebungsanlagen bestehen aus einer Vorklärung (mindestens einer Grobstoffabscheidung), dem Belebungsbecken und einer Nachklärung. Das Schmutzwasser läuft im freien Zulauf (Verdrängungsprinzip) von der Vorklärung in die Belebung. Die Abwasserreinigung erfolgt durch suspendierte Mikroorganismen, den Belebtschlamm.

Der für die Reinigungsvorgänge erforderliche Sauerstoff wird über Belüftungseinrichtungen eingetragen, die sich in Bodennähe des Belebungsbeckens befinden. Das Einblasen von Luft mit verschiedenen Methoden initiiert eine meist walzenförmige Bewegung des Abwassers. Abwasser und belebter Schlamm werden in dieser Phase gut durchmischt. Die Belüftung geschieht in Intervallen. Üblich sind Belüftungszeiten zwischen 15 und 30 Minuten. Daran schließt sich in der Regel eine Pausenzeit in gleicher Höhe an. In der Pause sedimentiert der belebte Schlamm. Bei ausreichender Sauerstoffzehrung kann es zu anoxischen Verhältnissen kommen, die eine Denitrifikation ermöglichen. Bei der Einstellung der Belüftungszyklen ist darauf zu achten, dass in der Belüftungsphase ein Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken von $\geq 2 \text{ mg/l}$ erreicht wird.

Überschussschlamm wird in einen separaten Schlamm-speicher bzw. bei Anlagen mit simultaner Schlamm-speicherung in die Vorklärung gepumpt. Der größte Teil des sedimentierten Schlammes wird als Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken zurückgepumpt.

In Abb. 4.14 wird eine Ausführungsvariante für kleine Anschlussgrößen dargestellt.

Die Bemessung erfolgt nach den Zulassungsgrundsätzen des DIBt [DIBt, 2012].

Tab. 4.10: Bemessung von Belebungsbecken

Parameter	Zeichen	Einheit	Kennwert
BSB ₅ -Raumbelastung	B _R	kg/(m ³ ·d)	≤ 0,2
BSB ₅ -Schlammbelastung	B _{TS}	kg/(kg·d)	≤ 0,05
Mindestvolumen	V _{BB,min}	M ³	≥ 1,0

$$V_{BB} = \frac{B_{d,BSB5}}{B_R} \quad (4.16)$$

V_{BB} Volumen des Belebungsbeckens in m³
 B_{d,BSB5} BSB₅-Fracht in kg BSB₅/d

$$B_{TS} = \frac{B_R}{TS_{BB}} \quad (4.17)$$

TS_{BB} Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken in kg/m³

Der erforderliche Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken beträgt bei Ansatz der Kennwerte (Raumbelastung von 0,2 kg/(m³·d) und Schlammbelastung von 0,05 kg/(kg·d)) 4 kg/m³, was nur mit niedrigen Schlammindizes zu erreichen ist. Daher sollte die Raumbelastung aus Sicherheitsgründen eher kleiner gewählt werden.

Die Sauerstoffzufuhr kann vereinfacht aus einem Sauerstoffbedarf von 2,5 kgO₂/kg BSB₅ ermittelt werden [DWA, 2012].

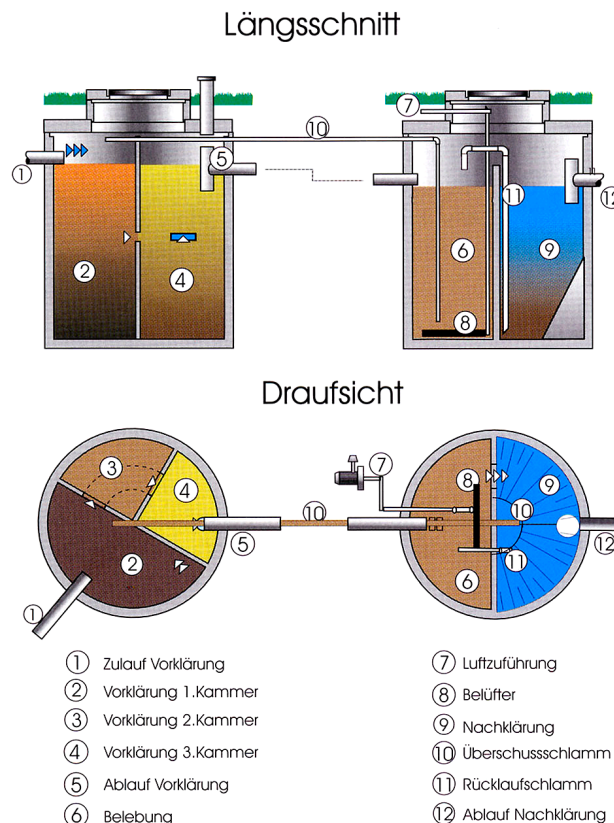


Abb. 4.14: Belebungsanlage in Zweibehälterausführung

Tab. 4.11: Bemessungskennwerte der Nachklärung für Belebungsanlagen (bezogen auf Q_{d10})

Parameter	Zeichen	Einheit	Kennwert
Durchflusszeit	t_{NK}	h	$\geq 3,5$
Oberflächenbeschickung	q_F	$m^3/(m^2 \cdot h)$	$\leq 0,3$
Oberfläche	A_{NK}	m^2	$\geq 0,7$
Wassertiefe	h_{NK}	m	$\geq 1,0$

Mit der in Tab. 4.10 angegebenen BSB_5 -Schlammbelastung ist neben dem Abbau von Kohlenstoffverbindungen auch eine Nitrifikation bei ordnungsgemäßen Betrieb möglich. Wird auch eine Denitrifikation angestrebt, ist die Anlage mit B_{TS} kleiner $0,04 \text{ kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ zu bemessen.

Das Versagen der technischen Einrichtungen zur Belüftung und Schlammrückführung kann zum schnellen Absterben der Biomasse aber auch zum direkten Austrag von belebtem Schlamm führen. Daher ist eine Alarmmeldung notwendig.

4.4.4.2 SBR-Anlagen

SBR-Anlagen bestehen aus einer Vorklärung oder mindestens einer Grobstoffabscheidung. Das Belebungsbecken und die Nachklärstufe befinden sich in einem gemeinsamen Becken. Die Nutzung erfolgt zeitver-

schieben in einem oder mehreren Tageszyklen (Phasen 1–4).

- Füllphase:** Das vorgereinigte Abwasser wird in den SBR-Reaktor gepumpt. Vorzugsweise werden dafür Mammutpumpen eingesetzt. Der Reaktor wird in dieser Phase ggf. impulsartig belüftet.
- Belüftungsphase:** Der Reaktor wird in Intervallen belüftet. Zwischen der letzten Füllphase und dem Beenden der Belüftung sollte ein Zeitraum von etwa 1,5 bis 2 h liegen. Damit ist sichergestellt, dass auch das zuletzt zufließende Abwasser ausreichend gereinigt wird.

Phase 1 und 2 wiederholen sich zur Aufnahme des zulaufenden Schmutzwassers mehrfach hintereinander.

- Absetzphase:** Die Belüftung ist ausgeschaltet. Durch die Anlagensteuerung wird sichergestellt, dass in dieser Phase kein Zufluss von ungereinigtem Abwasser in den Reaktor erfolgen kann. Die Dauer der Absetzphase soll zwischen 1 und 1,5 h eingestellt sein.

- Abzugsphase:** Nach dem Beenden der Absetzphase wird das gereinigte Abwasser abgepumpt. Der Zeitpunkt des Klarwasserabzugs hängt von der Anzahl der Zyklen ab, mit denen die SBR-Anlage arbeitet. Bei einem 24-Stunden-Zyklus sollte der Klarwasserabzug etwa zwischen 3 und 6 Uhr liegen. Bei mehreren Zyklen ist der Klarwasserabzug und die Absetzphase nach Möglichkeit in Zeiträumen mit geringem Schmutzwasserzulauf zu legen.

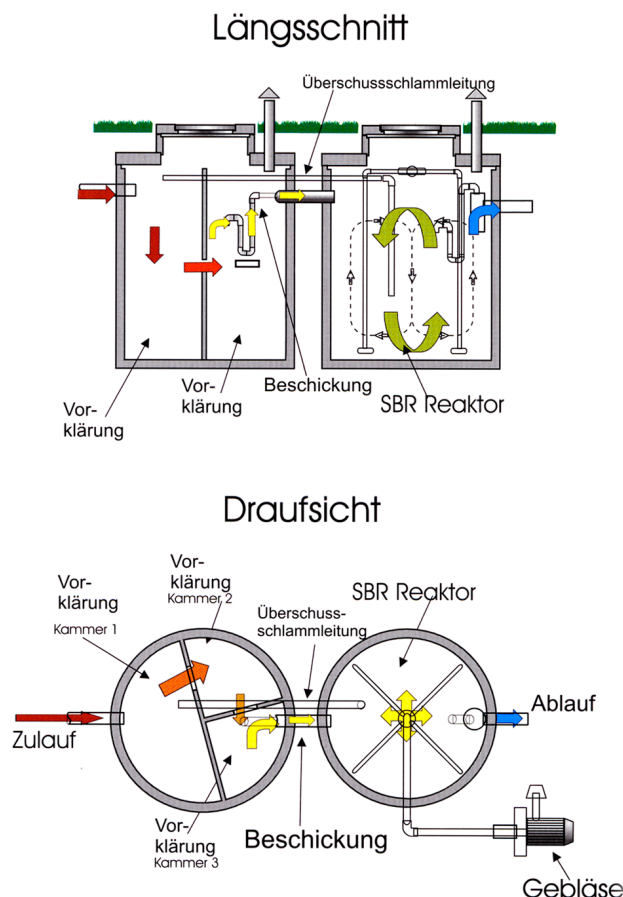


Abb. 4.15: Schema einer SBR-Anlage

An den Klarwasserabzug schließt sich in der Regel der Abzug von Überschussschlamm an.

SBR-Anlagen werden in Abhängigkeit von Herstellern und Anschlussgrößen als Ein-, Zwei- oder Mehrbehälteranlagen ausgeführt. Prinzipiell kann auch der SBR-Reaktor auf mehrere Behälter verteilt werden.

Die Vorklärung bzw. die Grobabscheidung mit Schlamm Speicher muss nach einer Forderung des DIBt bei SBR-Anlagen mit einem Tageszyklus so groß dimensioniert sein, dass zusätzlich zum regulären Schmutzwasserzulauf und den erforderlichen Schlammstapelräumen eine weitere Tagesschmutzwassermenge gepuffert werden kann. Bei Anlagen mit mehreren Zyklen kann der Pufferspeicher entsprechend kleiner dimensioniert werden.

Für die Bemessung gibt das DWA-Merblatt M 221 [DWA, 2012] folgende Empfehlungen:

- spez. Reaktorvolumen ≥ 275 l/E für Anlagen mit Vorklärung,
- spez. Reaktorvolumen ≥ 375 l/E für Anlagen mit Grobentschlammung,
- Mindestvolumen bei Maximaleinstau $\geq 1,1$ m³,
- Mindestwassertiefe vor Klarwasserabzug $\geq 1,0$ m und
- Mindestwassertiefe im SBR-Becken $\geq 0,8$ m.

Maßgeblich für einen erfolgreichen Einsatz der SBR-Technologie ist eine angemessene Ausstattung mit Mess-, Steuer- und Regelungstechnik. Die Steuerung der für die biologische Abwasserbehandlung erforderlichen TS-Konzentrationen erfordert geschulte Betreiber. Der Einsatz für den Bereich Kleinkläranlagen wird daher auch kritisch beurteilt [Schreff und Teichgräber, 2006].

4.4.4.3 Belebungsanlage mit Membranfiltration

Membranbelebungsanlagen sind eine weiterentwickelte Form der konventionellen Belebungsanlagen.

Nach der mechanischen Vorreinigung wird das Abwasser in der biologischen Stufe analog zum Belebungsverfahren durch suspendierte, aerobe Mikroorganismen gereinigt. Der Umgang mit dem sich während des Reinigungsprozesses bildenden Überschussschlamm wird kontrovers diskutiert. Während verschiedene Veröffentlichungen (z.B. [Günder und Krauth, 2000]) davon ausgehen, dass der Überschussschlamm je nach Auslegung längere Zeit in der biologischen Stufe verbleiben kann (Hamstermethode), wird im bauaufsichtlichen Zulassungsverfahren des DIBt der regelmäßige Überschussschlammabzug als Forderung erhoben.

Ein in das Belebungsbecken eingehängtes Membranmodul übernimmt die Funktion der konventionellen Nachklärung. Bei Kleinkläranlagen wird bevorzugt die Cross-flow-Filtration mit einer Trennschärfe $> 0,1$ µm genutzt. Das Lufteintragssystem belüftet die Membranmodule von unten. Die aufsteigenden Luftblasen bzw. die daraus resultierende Abwasserbewegung bewirken die notwendigen Scherkräfte an der Membranoberfläche.

Der Filtrationsvorgang wird durch das Anlegen eines Unterdrucks auf der Membraninnenseite initiiert. Dazu wird eine Permeatpumpe eingesetzt.

Für die Bemessung des Belebungsbeckens gelten die Kennwerte für konventionelle Belebungsanlagen. Zusätzlich ist folgendes zu beachten:

- TS-Konzentration ≤ 15 kg/m³,
- Flux (ohne Nachweis) ≤ 15 l/(m²·h).

Der bei konventionellen technischen Verfahren auftretende Abtrieb von Feststoffen (abfiltrierbare Stoffe) entfällt bei Membrananlagen vollkommen. Dadurch wird eine Steigerung der Reinigungsleistung gegenüber anderen Verfahren erreicht. Des Weiteren ist eine Hygienisierung des geklärten Abwassers durch Rückhalt von Keimen möglich.

Den genannten Vorteilen steht ein im Vergleich zu konventionellen Anlagen höherer technischer Aufwand gegenüber. Das betrifft in erster Linie die sensiblen Membranmodule. Die Leistungsfähigkeit von Membrananlagen hängt wesentlich vom betriebenen Wartungsaufwand ab. Es wird empfohlen, Membranmodule mit Kunststoffmembranen einmal jährlich zu wechseln, da eine chemische Reinigung im eingebauten Zustand nicht gestattet ist [DIBt, 2012].

4.4.5 Verfahren ohne Abwasserbelüftung

Verfahren ohne Abwasserbelüftung nach DIBt-Kennzeichnung bestehen aus einer Mehrkammerausfallgrube und einer Filteranlage [Goldberg, 2006]. Ausführungsformen für Filteranlagen sind Sandfilterschachtanlagen, Bodenkörperfilteranlagen und Festbettfilter. Die Filteranlagen sind durch nicht eingestaute und natürlich durchlüftete Schüttungen aus grobkörnigem Kies gekennzeichnet. Weitere Entwicklungen basieren auf zwei Filterschichten mit dazwischen liegender Belüftungsetage, diese Filterschichten bestehen z.B. aus einer speziellen Steinwolle. Auf dem Filtermaterial siedeln sich aerobe Mikroorganismen an. Für eine stoßweise Beschickung des Filters ist die Zwischenschaltung eines Verteilerschachtes mit einer Pumpenrinne oder einer gleichwertigen Lösung erforderlich. Die Stoßbeschickung soll die möglichst gleichmäßige Verteilung des Abwassers auf der Filteroberfläche erreichen.

In der Bodenkörperfilteranlage werden in einem Betonbehälter Betontassen aufgestellt, die mit Filtermaterial (Körnungen 2–5 mm) befüllt werden. Das Abwasser durchläuft die einzelnen Betontassen von oben nach unten.

Die Bemessung erfolgt mit folgenden Vorgaben:

- Filtervolumen $\geq 1,5$ m³/E,
- Filteroberfläche $\geq 1,0$ m²/E,
- Filterhöhe $\geq 1,5$ m,
- Korngröße ≥ 2 mm,
- gleichmäßige Verteilung des Abwassers über die Filteroberfläche und
- Schwallbeschickung von 10–20 mm (l/m²) pro Stoß.

Bei einer Vergleichmäßigung des Zulaufs über 24 Stunden kann die Dimensionierung wie folgt angepasst werden:

- Filtervolumen $\geq 1,0 \text{ m}^3/\text{E}$ und
- Filteroberfläche $\geq 0,7 \text{ m}^2/\text{E}$.

Bodenkörperfilteranlagen sind mit einer spezifischen Oberfläche $\geq 3 \text{ m}^2/\text{E}$ zu bemessen. Die Höhe der Filtertasse muss $\geq 120 \text{ mm}$ sein. Bei vergleichmäßigtem Zulauf ist eine spezifische Oberfläche $\geq 2 \text{ m}^2/\text{E}$ ausreichend.

Problematisch bei Filteranlagen ist die Verstopfungsgefahr der Filterschicht, die zu einer drastischen Verschlechterung der Reinigungsleistung führen kann und u.U. einen Austausch der gesamten Filterschicht erforderlich macht.

Teichkläranlagen sind im *Kap. 5 Abwasserbehandlung in naturnahen Kläranlagen* näher beschrieben. Unbelüftete (natürlich belüftete) Teichkläranlagen sind als Kleinkläranlage für eine spezifische Teichoberfläche von $\geq 10 \text{ m}^2/\text{E}$ zu planen. Dabei darf eine Mindestgröße von 100 m^2 nicht unterschritten werden, die Wassertiefe sollte bei $1,0 \text{ m}$ liegen [DWA, 2012].

4.5 Einleitung der gereinigten Abwässer

4.5.1 Einleitung in Fließgewässer

Das gereinigte Abwasser ist in ein Gewässer einzuleiten. Dabei ist der Einleitung in ein Fließgewässer Vorrang gegenüber der Einleitung in das Grundwasser zu geben.

Auswirkungen von Einträgen auf die Gewässergüte eines Vorfluters hängen von zahlreichen weiteren Faktoren wie den naturräumlich-hydrologischen Gegebenheiten und gewässerspezifischen Faktoren, die die Selbstreinigungskraft bedingen, sowie der Vor- bzw. Grundbelastung eines Gewässers ab.

Mischrechnung

Eine Abschätzung der Nährstoffeinträge aus Kleinkläranlagen kann mit dem Instrumentarium der Mischrechnung ermittelten Konzentrationserhöhungen in Gewässern durch Einleitungen aus Kleinkläranlagen erfolgen [Flasche, 2002].

Die Abschätzung der Auswirkung von Einleitungen aus Kleinkläranlagen auf die Gewässergüte von Fließgewässern wird im Folgenden mithilfe einer Mischrechnung durchgeführt, die die aus den Kleinkläranlageneinleitungen resultierende Konzentrationserhöhung im Gewässer ermittelt. Die Auswirkungen sind abhängig von der Höhe der Einträge aus Kleinkläranlagen, der Wasserführung des Vorfluters sowie der Vor- bzw. Grundbelastung und der Selbstreinigungskraft des Gewässers. Da der Einfluss anderer Emittenten bei dieser Abschätzung nicht betrachtet wird, wird im Folgenden nur die durch die Kleinkläranlageneinleitung verursachte Konzentrationserhöhung im Gewässer berechnet. Es wird davon ausgegangen, dass im betrachteten Gebiet keine Versickerung von Abwasser aus Kleinkläranlagen stattfindet.

Einsatzgebiet von Kleinkläranlagen ist vorwiegend der dünn besiedelte, ländliche Raum, häufig mit Einleitungen in kleine Gewässer. Besonders kritisch sind Einleitungen im Oberlauf mit zumeist geringer Wasserführung. Aus diesem Grund wurde zur Charakterisierung der Wasserführung die mittlere Niedrigwasser-Abflussspende MNq zugrunde gelegt. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass auf eine Verdünnung im Gewässer durch Zufluss von oberhalb des Betrachtungsgebietes gelegenen Flächen verzichtet wird. Der Vorteil einer dezentralen Abwasserreinigung, dass nämlich die Abwässer am Entstehungsort in den Wasserkreislauf zurückgelangen, muss in einem ausgewogenen Verhältnis zu dem Nachteil, dass eine Gewässerbelastung eintritt, stehen.

Der Berechnungsmethode liegt folgende Formel zugrunde:

$$\Delta c_{\text{Gew.}} = \frac{\left(\frac{\zeta_{\text{Bev.,dez.}} \cdot q_E \cdot c_{\text{KKA}}}{86.400} \right)}{\left(MNq + \frac{\zeta_{\text{Bev.,dez.}} \cdot q_E}{86.400} \right)} \quad (4.18)$$

- Δc_{Gew} [mg/l] Konzentrationsveränderung im Oberflächengewässer durch Einleitungen aus Kleinkläranlagen
- MNq [l/(s·km²)] mittlere Niedrigwasser-Abflussspende im Betrachtungsgebiet
- $\zeta_{\text{Bev.,dez.}}$ [E/km²] Einwohner pro km², die ihre Abwässer dezentral entsorgen
- q_E [l/(E·d)] Einwohnerspezifische Abwassermenge
- c_{KKA} [mg/l] Konzentration im Ablauf der Kleinkläranlage

Die nach dieser Methode errechnete Konzentrationserhöhung im Gewässer durch die Abwassereinleitung aus Kleinkläranlagen kann mit einer im Einzelfall zu bewertenden noch tolerierbaren Konzentrationsveränderung verglichen und die zur Einhaltung einer maximalen Konzentrationserhöhung erforderliche Ablaufqualität aus Kleinkläranlagen berechnet werden.

Die mittlere Niedrigwasser-Abflussspende ist regional unterschiedlich. In Niedersachsen schwankt sie zwischen 1 bis $6,1 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$. Die Abflussspenden der meisten Regionen in Niedersachsen liegen zwischen 1 und $4 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$. Die Einträge aus Kleinkläranlagen in ein Gewässer sind abhängig vom Kleinkläranlagenverfahren, der Gestaltung des Kleinkläranlagenbetriebs sowie dem Anteil der Bevölkerung im Einzugsgebiet, die ihre Abwässer über Kleinkläranlagen entsorgen. Verschiedene Leistungsstufen wurden definiert.

Tab. 4.12: Mögliche Konzentrationserhöhung durch Einleitungen aus Kleinkläranlagen ohne die Zielvorgabe Gewässergüteklasse II zu gefährden (bei Nicht-Berücksichtigung gewässerspezifischer Randbedingungen, der spezifischen Vorbelastung und anderer Emittenten)

	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}
[mg/l]	1,1	0,26	2	0,1

Tab. 4.13: BSB₅-, NH₄-N-, N_{ges}- und P_{ges}-Konzentrationserhöhungen (mg/l) im Fließgewässer durch Einleitungen aus Kleinkläranlagen [Flasche, 2002]

Bevölkerungsdichte (dezentral) [E/km ²]	Leistungsstufe	Parameter															
		MNq [l/(s·km ²)]															
		1				2				3				4			
BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}		
5	5	1,7	0,26	0,3	0,06	0,9	0,13	0,1	0,03	0,6	0,09	0,1	0,02	0,4	0,07	0,1	0,01
	4	0,8	0,19	0,3	0,05	0,4	0,10	0,1	0,02	0,3	0,06	0,1	0,02	0,2	0,05	0,1	0,01
	3	0,1	0,14	0,2	0,04	0,1	0,07	0,1	0,02	0,0	0,05	0,1	0,01	0,0	0,04	0,1	0,01
	2	0,1	0,06	0,1	0,04	0,0	0,03	0,1	0,02	0,0	0,02	0,0	0,01	0,0	0,01	0,0	0,01
	1	0,0	0,03	0,1	0,02	0,0	0,01	0,1	0,01	0,0	0,01	0,0	0,01	0,0	0,01	0,0	0,00
20	5	6,8	1,02	1,1	0,23	3,4	0,51	0,6	0,11	2,3	0,34	0,4	0,08	1,7	0,26	0,3	0,06
	4	3,1	0,75	1,0	0,18	1,5	0,38	0,5	0,09	1,0	0,25	0,3	0,06	0,8	0,19	0,3	0,05
	3	0,6	0,57	0,9	0,16	0,3	0,29	0,5	0,08	0,2	0,19	0,3	0,05	0,1	0,14	0,2	0,04
	2	0,3	0,23	0,6	0,16	0,2	0,11	0,3	0,08	0,1	0,08	0,2	0,05	0,1	0,06	0,1	0,04
	1	0,1	0,11	0,5	0,07	0,1	0,06	0,2	0,03	0,0	0,04	0,2	0,02	0,0	0,03	0,1	0,02
35	5	11,7	1,75	1,9	0,39	6,0	0,89	1,0	0,20	4,0	0,60	0,7	0,13	3,0	0,45	0,5	0,10
	4	5,3	1,28	1,7	0,31	2,7	0,66	0,9	0,16	1,8	0,44	0,6	0,11	1,4	0,33	0,4	0,08
	3	1,0	0,97	1,6	0,27	0,5	0,50	0,8	0,14	0,3	0,33	0,5	0,09	0,3	0,25	0,4	0,07
	2	0,6	0,39	1,0	0,27	0,3	0,20	0,5	0,14	0,2	0,13	0,3	0,09	0,2	0,10	0,3	0,07
	1	0,2	0,19	0,8	0,12	0,1	0,10	0,4	0,06	0,1	0,07	0,3	0,04	0,1	0,05	0,2	0,03
50	5	16,4	2,46	2,7	0,55	8,4	1,27	1,4	0,28	5,7	0,85	0,9	0,19	4,3	0,64	0,7	0,14
	4	7,4	1,81	2,4	0,44	3,8	0,93	1,2	0,22	2,6	0,62	0,8	0,15	1,9	0,47	0,6	0,11
	3	1,4	1,37	2,2	0,38	0,7	0,70	1,1	0,20	0,5	0,47	0,8	0,13	0,4	0,36	0,6	0,10
	2	0,8	0,55	1,4	0,38	0,4	0,28	0,7	0,20	0,3	0,19	0,5	0,13	0,2	0,14	0,4	0,10
	1	0,3	0,27	1,1	0,16	0,1	0,14	0,6	0,08	0,1	0,09	0,4	0,06	0,1	0,07	0,3	0,04
85	5	26,9	4,03	4,5	0,90	14,1	2,11	2,3	0,47	9,5	1,43	1,6	0,32	7,2	1,08	1,2	0,24
	4	12,1	2,96	3,9	0,72	6,3	1,55	2,1	0,38	4,3	1,05	1,4	0,25	3,2	0,79	1,1	0,19
	3	2,2	2,24	3,6	0,63	1,2	1,17	1,9	0,33	0,8	0,79	1,3	0,22	0,6	0,60	1,0	0,17
	2	1,3	0,90	2,2	0,63	0,7	0,47	1,2	0,33	0,5	0,32	0,8	0,22	0,4	0,24	0,6	0,17
	1	0,4	0,45	1,8	0,27	0,2	0,23	0,9	0,14	0,2	0,16	0,6	0,10	0,1	0,12	0,5	0,07
120	5	36,6	5,49	6,1	1,22	19,5	2,92	3,2	0,65	13,3	1,99	2,2	0,44	10,1	1,51	1,7	0,34
	4	16,5	4,02	5,4	0,98	8,8	2,14	2,9	0,52	6,0	1,46	1,9	0,35	4,5	1,11	1,5	0,27
	3	3,0	3,05	4,9	0,85	1,6	1,62	2,6	0,45	1,1	1,11	1,8	0,31	0,8	0,84	1,3	0,23
	2	1,8	1,22	3,0	0,85	1,0	0,65	1,6	0,45	0,7	0,44	1,1	0,31	0,5	0,34	0,8	0,23
	1	0,6	0,61	2,4	0,37	0,3	0,32	1,3	0,19	0,2	0,22	0,9	0,13	0,2	0,17	0,7	0,10

Grau hinterlegt sind Konzentrationserhöhungen, die 1,1 mg/l BSB₅, 0,26 mg/l NH₄-N, 2 mg/l N_{ges} und 0,1 mg/l P_{ges} übersteigen

Durch den hier gewählten Ansatz der Mischrechnung wird generalisierend abgeschätzt, um welchen Betrag sich kurzfristig die Konzentration in einem Gewässer durch Kleinkläranlageneinleitungen ändert. Tab. 4.13 zeigt die aus Kleinkläranlageneinleitungen resultierende Konzentrationserhöhung in einem Gewässer in Abhängigkeit von der Niedrigwasser-Abflussspende MNq, der dezentral entsorgenden Bevölkerungsdichte und der Leistungsfähigkeit der Kleinkläranlage.

Grau hinterlegt sind Konzentrationserhöhungen, die 1,1 mg/l BSB₅, 0,26 mg/l NH₄-N, 2 mg/l N_{ges} und 0,1 mg/l P_{ges} übersteigen (Tab. 4.12). Diese Werte wurden gewählt, weil eine größere Konzentrationserhöhung eine Gefährdung der Gewässergüteklasse II zur Folge haben könnte. Zur Berechnung wurde ein unbelastetes bis sehr gering belastetes Gewässer der Gewässergüteklasse I angenommen.

Es zeigt sich, dass die Zielvorgabe Gewässergüteklasse II überwiegend nur eingehalten werden kann (ohne Berücksichtigung der spezifischen Vorbelastung, gewäs-

erspezifischer Randbedingungen und anderer Emittenten), wenn ordnungsgemäß gebaute und betriebene Kleinkläranlagen eingesetzt werden und, bezogen auf die NH₄-N-Konzentration im Gewässer, Anlagen mit Nitrifikation bei einer dezentral zu entsorgenden Bevölkerungsdichte ≥ 35 E/km² eingesetzt werden.

4.5.2 Einleitung ins Grundwasser

Wenn keine Möglichkeit besteht, das gereinigte Abwasser in einen Vorfluter einzuleiten, kann mittels Sickergraben oder Sickergrube das Abwasser in den Untergrund verbracht werden. Die Eignung des Untergrundes ist durch eine bodenkundliche Begutachtung nachzuweisen.

Bei Kalkulationen der Wasseraufnahmefähigkeit eines Bodens ist daher die maximale zu erwartende Wassermenge zu berücksichtigen.

Die Versickerungsraten für in den Untergrund eingeleitetes Wasser sind abhängig von der Durchlässigkeit des Einleithorizontes, ausgedrückt als k_f-Wert, der für die

Versickerung zur Verfügung stehenden Bodenfläche (A_S) und der Geometrie des Einleitbauwerkes. Diese Zusammenhänge sind ausführlich im Arbeitsblatt A 138 der DWA [DWA, 2005c] dargelegt.

Nach DIN 4261, Teil 5 [DIN, 2012c] kommen als Einleitbauwerke für biologisch aerob behandeltes Abwasser Versickerungsgräben, Versickerungsgruben und Versickerungsmulden in Frage. Sie besitzen eine völlig unterschiedliche Geometrie, der die zur Kalkulation der Sickerraten heranzuziehenden Algorithmen angepasst sind (Formel 4.9 und Formel 4.15). In Sickeranlagen zur Einleitung biologisch behandelten Abwassers aus Kleinkläranlagen wird das einzuleitende Wasser – im Unterschied zu Regenwasserversickerungsanlagen – fast kontinuierlich zuströmen. Mit Regenwasserzuflüssen entsprechenden Spitzen ist nicht zu rechnen. Ausnahmen können gastronomische Betriebe mit starken saisonalen Auslastungsschwankungen darstellen. In derartigen Fällen sind besondere Vorkehrungen zu treffen, um den Wasserabfluss zu vergleichmäßigen und die Einleitbauwerke nicht zu überlasten.

Grundsätzlich gilt bei der Kalkulation der Versickerungsraten der nach DIN 4261, Teil 5 [DIN, 2012c] möglichen Einleitverfahren das Gesetz von DARCY (die Sickerrate ist das Produkt aus Bodendurchlässigkeit (k_f), durchströmten Querschnitt (A) und hydraulischem Gefälle (i)). Das hydraulische Gefälle wird jedoch sowohl bei Sickergräben als auch bei Sickerschächten in aller Regel gleich 1 gesetzt (s.u.). Der mit „A“ bezeichnete durchströmte Querschnitt wird im Folgenden als Einleit- oder Sickerfläche „ A_S “ gekennzeichnet. Da die Einleitung behandelten Abwassers nur in wasserungesättigte Bodenhorizonte erfolgen darf, muss mit dem Wert $k_f/2$ gerechnet werden.

4.5.2.1 Kalkulation der Versickerungsraten bei Grabenversickerung

Sickergräben sind lang gestreckte, vor allem aber flache Einleitbauwerke mit großer Einleitfläche, aber geringer Einstauhöhe. Trotzdem kann sich in den Gräben ein hydraulisches Gefälle einstellen. Es wird jedoch vergleichsweise gering ausfallen.

Nach DIN 4261, Teil 5 [DIN, 2012c] darf bei Berechnungen der Sickerleistung von lang gestreckten Versickerungsgräben die Bodenfläche der Gräben nicht berücksichtigt werden. Die Sickerleistung hat sich ausschließlich an der Fläche der beidseitigen Wände zu orientieren. Da das hydraulische Gefälle den Quotienten aus Höhendifferenz und Weglänge darstellt, kann bei geringen Einstauhöhen – wie bei Gräben üblich – davon ausgegangen werden, dass der Quotient unter 1 liegt. Nach DWA-Arbeitsblatt A 138 [DWA, 2005c] wird sicherheitshalber in diesen Fällen jedoch ein Wert von 1 festgesetzt, um „auf der sicheren Seite“ zu sein. Dadurch vereinfacht sich die Berechnung der Sickerrate Q_S zu:

Sickerrate

$$Q_S = v_{f,u} \cdot A_S \tag{4.19}$$

oder

$$Q_S = \frac{k_f}{2} \cdot A_S \tag{4.20}$$

Sickerfläche

$$A_S = B \cdot L \tag{4.21}$$

In DIN 4261, Teil 5 [DIN, 2012c] werden keine Einschränkungen gemacht bezüglich der Höhe der durchsickerten Wandflächen unterhalb der Sickerrohre. Deshalb ist es zulässig, beide Wandseiten unterhalb des Einleitrohres bis zur Grabensohle für die Berechnung der Sickerleistung in Ansatz zu bringen. Unter diesen Voraussetzungen ergibt sich für die Sickerrate:

Sickerrate in Einleitgräben

$$Q_S = \frac{k_f}{2} \cdot (2 \cdot h) \cdot L \tag{4.22}$$

- Q_S Versickerungsrate [m^3/s]
- B Grabenbreite (hier: doppelte Grabenwandhöhe)
- L Grabenlänge
- $v_{f,u}$ Filtergeschwindigkeit in der ungesättigten Zone des Untergrundes
- $k_f/2$ Versickerungsbeiwert für die ungesättigte Zone
- A_S Versickerungsfläche [m^2]

Wird eine Wandhöhe von 0,3 m zwischen Sickerrohr und Grabensohle angenommen, errechnen sich nach Formel 4.22 die in Tab. 4.14 angegebenen Versickerungsraten.

Tab. 4.14: Pro Tag versickerbare Wassermengen (Versickerungsraten, Q_S) bei Einsatz von Versickerungsgräben nach DIN 4261, Teil 5 [DIN, 2012c] mit einer Tiefe von 0,3 m unter der Sohle des Einleitrohres in Abhängigkeit von k_f -Werten und Stranglängen

k_f -Werte (m/s)	Versickerungsraten (Q_S [l/d])			
	Stranglängen			
	10 m	20 m	30 m	40 m
$5 \cdot 10^{-6}$	1.296	2.592	3.888	5.184
$1 \cdot 10^{-5}$	2.592	5.184	7.776	10.368
$5 \cdot 10^{-5}$	12.960	25.920	38.880	51.840
$1 \cdot 10^{-4}$	25.920	51.840	77.760	103.680

Nach DIN 4261, Teil 5 [DIN, 2012c] sollte bei einem Versickerungsbeiwert im gesättigten Zustand, der unter $5 \cdot 10^{-6}$ m/s liegt, eine Einleitung in den Untergrund nicht mehr erfolgen. In Tab. 4.14 sind die versickerbaren Abflüsse jedoch auch für diesen Fall genannt. Es zeigt sich allerdings sehr deutlich, dass bei diesem Versickerungsbeiwert von einem 40 m langen und 0,3 m tiefen Graben nicht einmal die täglich zu erwartende Abwassermenge von 120 l/E in den Boden einsickert.

Zur Orientierung: Im ländlichen Raum ist mit einem Wasserverbrauch zwischen 60 und 120 Litern pro Einwohner und Tag zu rechnen (nach DIN 4261, Teil 1 [DIN, 2010b]: $150 \text{ l}/(E \cdot d)$).

Muss unter diesen Bedingungen trotzdem behandeltes Abwasser in den Untergrund eingeleitet werden, ist der Graben entsprechend zu vertiefen. Bei einem Versickerungsbeiwert von $5 \cdot 10^{-7}$ m/s ist es rechnerisch schon möglich, in einem 40 m langen und 0,3 m tiefen Graben die von einem Vier-Personen-Haushalt täglich zu erwartende Abwassermenge in den Untergrund einzuleiten. Werden die Versickerungsbeiwerte günstiger, reichen bei gleicher Grabentiefe erheblich kürzere Stranglängen für die Einleitung der zu erwartenden Wassermengen aus.

4.5.2.2 Kalkulation der Versickerungsraten bei Schachtversickerung

Versickerungsschächte besitzen im Vergleich zu Sickergräben eine relativ geringe Einleitfläche, die nur geringfügig variierbar ist (s. Tab. 4.15). Dementsprechend kommt es bei größerem Wasseranfall und eingeschränkter Sickerfähigkeit des Untergrundes zu einem zeitweiligen Einstau des einzuleitenden Wassers. Je nach angeschlossener Einwohnerzahl und den zu erwartenden Wasservolumen sind Sickerschächte mit verschiedenem Durchmesser unterschiedlich tief einzubauen.

Versickerungswirksam sind die Sohlfläche und die Mantelfläche bis auf die Höhe des Stauwasserspiegels im Schacht.

Ähnlich wie bei Sickergräben kann nach DWA-A 138 [DWA, 2005c] auch für Sickerschächte davon ausgegangen werden, dass der Quotient aus Weglänge und Höhendifferenz (Hydraulisches Gefälle „i“) in der Regel unter 1 liegt, so dass die Annahme des Wertes 1 auch in diesem Fall eine „sichere Annahme“ darstellt. Entscheidend für die Kalkulation der Versickerungsraten sind somit der k_f -Wert des anstehenden Bodens und die Summe der versickerungswirksamen Grund- und Mantelfläche.

Die Berechnung der Sickerrate „ Q_s “ geschieht wieder nach folgender Formel:

Sickerrate

$$Q_s = \frac{k_f}{2} \cdot A_s(g) \tag{4.23}$$

Schachtgrundfläche

$$A_s(1) = \frac{\pi}{4} \cdot d^2 \tag{4.24}$$

Schachtmantelfläche

$$A_s(2) = \pi \cdot d \cdot \frac{z}{2} \tag{4.25}$$

gesamte Sickerfläche

$$A_s(g) = \frac{\pi}{4} \cdot d^2 + \pi \cdot d \cdot \frac{z}{2} \tag{4.26}$$

- Q_s Versickerungsrate [m^3/s]
- $k_f/2$ Versickerungsbeiwert für die ungesättigte Zone
- $A_s(1)$ Versickerungsfläche des Schachtgrundes [m^2]

- $A_s(2)$ Versickerungsfläche des Schachtmantels [m^2]
- $A_s(g)$ Versickerungsfläche des gesamten Schachtes [m^2]
- d äußerer Schachtdurchmesser
- z Einstauhöhe [m]

Durch einen Sickerschacht versickerndes Wasser tritt im Bereich der mit Öffnungen versehenen Ringe in das seitlich mit Kies aufgefüllte Volumen innerhalb der ehemaligen Baugrube ein. Dort wird es so lange in dem Kiesbett ansteigen, bis es zum Ausgleich des hydrostatischen Druckes mit der im Inneren des Schachtes stehenden Wassersäule kommt. Die Einstauhöhe „z“ reicht von der Unterseite der Prallplatte bis zur Sohlfläche des in den Schachtes. Als durchschnittliche Einstauhöhe des Wassers in einem Schacht kann nach Arbeitsblatt A 138 der DWA [DWA, 2005c] die halbe Einstauhöhe „z/2“ angenommen werden, die in die Formel 4.26 eingegangen ist.

Sickerrate von Sickerschächten

$$Q_s = \frac{k_f}{2} \cdot \left(\frac{\pi}{4} \cdot d^2 + \pi \cdot d \cdot \frac{z}{2} \right) \tag{4.27}$$

Tab. 4.15: Pro Tag versickerbare Wassermengen (Versickerungsraten, Q_s) bei Einsatz von Sickerschächten nach DIN 4261, Teil 1 [DIN, 2002b] bzw. DWA-A 138 [DWA, 2005c] in Abhängigkeit von k_f -Werten, Schachttiefen und -durchmessern

k_f -Werte (m/s)	Schachttiefe	Versickerungsraten (Q_s [l/d])			
		Schachtdurchmesser			
		1 m	1,5 m	2 m	2,5 m
$5 \cdot 10^{-6}$	2 m	848	1.399	2.035	2.755
	3 m	1.187	1.908	2.713	3.603
	4 m	1.526	2.416	3.391	4.451
	5 m	1.865	2.925	4.069	5.299
$1 \cdot 10^{-5}$	2 m	1.696	2.798	4.069	5.511
	3 m	2.374	3.815	5.426	7.206
	4 m	3.052	4.832	6.782	8.902
$5 \cdot 10^{-5}$	5 m	3.730	5.850	8.139	10.598
	2 m	8.478	13.989	20.347	27.555
	3 m	11.869	19.076	27.130	36.032
$1 \cdot 10^{-4}$	4 m	15.260	24.162	33.912	44.510
	5 m	18.652	29.249	40.694	52.988
	2 m	16.956	27.977	40.694	55.107
	3 m	23.738	38.151	54.259	72.063
	4 m	30.521	48.325	67.824	89.019
	5 m	37.303	58.498	81.389	105.975

In Tab. 4.12 sind beispielhafte Kalkulationen für die täglich mithilfe von Sickerschächten nach Formel 4.27 versickerbaren Wassermengen zusammengestellt. Demnach lassen sich mit dem größten Schacht

($\varnothing = 2,5$ m, Tiefe = 5,0 m) bei einem k_f -Wert von $5 \cdot 10^{-7}$ m/s rechnerisch nur 530 l Wasser pro Tag in den Boden einleiten. Das entspräche etwa der bei einem Vier-Personen-Haushalt täglich zu erwartenden Abwassermenge. Bei einem k_f -Wert von $1 \cdot 10^{-6}$ m/s lässt sich mit einem Schacht von 2,0 m Durchmesser und einer Einbautiefe von 2,0 m etwa das gleiche Abwasservolumen täglich in den Boden einleiten.

Zur Orientierung: Im ländlichen Raum ist mit einem Wasserverbrauch zwischen 60 und 120 Litern pro Ein-

wohner und Tag zu rechnen (nach DIN 4261, Teil 1 [DIN, 2010b]: 150 l/(E·d)). Ähnlich wie bei Sickergräben nimmt die für Einleitungen benötigte Schachtgröße mit günstiger werdenden Versickerungsbeiwerten erheblich ab.

Weitere Literatur zu Kapitel 4: [ATV, 1997e], [ATV, 1992b], [ATV, 1997a], [ATV, 1997b], [Desar, 2001], [ATV-DVWK, 2000b], [Hosang und Bischof, 1998], [Rosenwinkel et al., 1998], [Schreff und Wilderer, 1999].

5 Abwasserbehandlung in naturnahen Kläranlagen

5.1 Definition, Anwendung und Bedeutung von naturnahen Kläranlagen

„Bio- oder Ökkläranlagen, Klärbiotop oder Pflanzenkläranlagen“ sind umgangssprachliche Bezeichnungen für naturnahe Kläranlagen.

Da jede Kläranlage auf natürlichen Prozessen basiert, erfolgt die Definition naturnaher Verfahren in Abgrenzung zu den technischen Verfahren. Dabei hat sich in den letzten Jahren ein Sichtwandel vollzogen. Wurden in den 80er Jahren die Verfahren, die ursprünglich an die (land)wirtschaftliche Verwertung der im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe gebunden sind, noch als **halb-technische Verfahren** aufgefasst [ATV, 1985], so werden diese bereits in den 90er Jahren als **naturnahe Verfahren** bezeichnet [ATV, 1997e].

Die Unterschiede zwischen den Verfahren zur Abwasserbehandlung werden im folgenden an Hand des Grades der technischen Ausstattung und an den sonstigen ökologischen Funktionen oder Wirkungen deutlich. Die hier verwendete Definition bzw. Abgrenzung ist tabellarisch dargestellt. (vgl. Tab. 5.1)

Tab. 5.1: Abgrenzung naturnahe-/technische Abwasserbehandlung

Art der Abwasserbehandlung	Grad der Technisierung und Ökologische Aspekte
Natürlich (biologische Selbstreinigung)	Freies Gefälle, Verwendung natürlicher Räume Keine Abgrenzung zu natürlichen Ökosystemen, natürliche Struktur, sehr schwache Raumbelastung, Stoffkreisläufe, geringe Schlammentwicklung, Lebensraum für sekundäre nicht am Prozess beteiligte Arten, Energieeintrag durch Sonne und Wind, starker Einfluss von Licht und Temperatur
Naturnah	Erdbauweise, natürliche oder künstliche Abdichtung, natürlicher oder technischer Sauerstoffeintrag, Einsatz von Pumpen zur Abwasserhebung Teilweise Integration in natürliche Ökosysteme, naturähnliche Struktur mit Rückkopplungen, schwache Raumbelastung, wenig Schlammabfuhr, zusätzlicher Lebensraum für sekundäre Arten, geringer Einsatz von Fremdenergie, Einfluss von Licht und Temperatur
Technisch	Verwendung von künstlichen Werkstoffen, mechanischer Energie zur Belüftung, Umwälzung und Hebung, geregelte Betriebsführung, Dosierung von Chemikalien Isoliertes Ökosystem, hohe Raumbelastung, große Schlammengen, geringer Flächenverbrauch, extern gesteuerte Biozönose, hoher Fremdenergieeinsatz

Natürliche Biotop kommen in der Regel in Deutschland nicht mehr gezielt für die Abwasserreinigung in Frage. Schließlich sind sie es, die vor einem zu hohen Stoffeintrag geschützt werden sollen. Dennoch spielt die „Selbstreinigung“ [Uhlmann und Horn, 2001], [Imhoff und Imhoff, 2007], [LWA NRW, 1984] bei der Bewertung der Leistungsfähigkeit eines Gewässers eine Rolle. Das heißt, es wird von einer Rest-Reinigungsaufgabe des betroffenen Gewässerabschnitts ausgegangen. Erst in den letzten Jahren wird in Deutschland wieder verstärkt Wert darauf gelegt, die ursprüngliche Selbstreinigungskraft der Gewässer durch eine Renaturierung wiederherzustellen. Natürliche Feuchtgebiete stehen in der Regel unter Naturschutz und werden in Deutschland nicht gezielt zur Abwasserbehandlung eingesetzt.

Neuerdings setzt sich die Erkenntnis durch, dass behandeltes Abwasser zur Erhaltung von Feuchtgebieten, denen in der Vergangenheit quasi das Wasser unter dem Boden entzogen wurde, sinnvoll eingesetzt werden kann. Mithilfe von künstlichen Feuchtgebieten wird der kleine Wasserkreislauf wieder gestärkt. Negative Effekte von zentralen Entsorgungssystemen für den Wasserhaushalt der Landschaft können so zum Teil wieder ausgeglichen werden.

Naturnahe Verfahren zur Abwasserbehandlung nutzen eine gezielt strukturierte, naturähnliche aber künstliche geschaffene Umgebung aus Wasser, Boden und ggf. Pflanzen, um die biologischen Abbauprozesse der Mikroorganismen zu fördern.

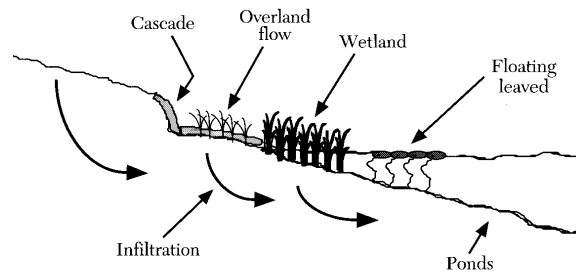


Abb. 5.1: Abfolge natürlicher Systeme entlang des hydraulischen Gefälles in der Landschaft [Kadlec et al., 2000]

Im Gegensatz zu den heute üblichen technischen Kläranlagen mit biologischer Reinigungsstufe kommen naturnahe Verfahren oft ohne technische Belüftungsgregate aus und benötigen somit nur ein Minimum an Fremdenergie.

Auf internationaler Ebene werden die Entwicklungen naturnaher Abwasserbehandlung seit etwa 15 Jahren von der IWA Specialist Group on the „Use of Macrophytes in Water Pollution Control“ diskutiert². Die Gruppe organisiert in zweijährigem Abstand einen internationalen Erfahrungsaustausch, dessen Ergebnisse in den jeweiligen Proceedings bzw. den Veröffentlichungen

² <http://www.iwahq.org.uk>, siehe auch Veranstaltungen der Specialist Group on „Wastewater Pond Technology“

chungen in der Zeitschrift *Water Science and Technology*³ nachzulesen sind.

Der Aspekt der vorrangigen wirtschaftlichen Verwertung der Abwasserinhaltsstoffe spielt bei der Entwicklung von „ecosan“-Konzepten (ecological sanitation, vgl. Kap. 7 *Neuartige Sanitärsysteme*) eine wesentliche Rolle. Dadurch wird das betrachtete Ökosystem Kläranlage auf die Landwirtschaft bzw. den Menschen erweitert. In diesem Kapitel werden jedoch nur die Potentiale der naturnahen Verfahren und die damit verbundenen abwassertechnischen Anforderungen betrachtet.

5.1.1 Entwicklungsgeschichte verschiedener Verfahren der naturnahen Abwasserbehandlung

Gemessen an obiger Definition können vor allem zwei Verfahrensrichtungen als naturnah bezeichnet werden:

- die ursprüngliche Abwasser-Landbehandlung (Bewässerung und Düngung) [Imhoff und Imhoff, 2007] sowie
- die künstlichen Feuchtgebiete [Kadlec und Knight, 1996], zu denen mit Einschränkungen auch die Teiche zählen.

Rieselfelder

In Deutschland entstanden um 1870 die ersten Rieselfelder in Danzig, Münster und Berlin. Zu der Landbehandlung zählte ursprünglich die „Weiträumige Landbewässerung“ mit einem Flächenansatz von mehr als 300 m²/EW. Ziel war die direkte Verwertung der Nährstoffe für die Produktion von Nutzpflanzen durch die Verrieselung von Abwasser auf landwirtschaftlich genutzten Feldern. Dieses unter hygienischen Gesichtspunkten heute so nicht mehr tragbare Konzept spielt aber wieder eine wichtige Rolle in der Diskussion um Energie- und Rohstoffeinsparungen, nicht nur in Entwicklungsländern. Als Beispiel für ein modifiziertes Verfahren ist die Verrieselung von gereinigtem Abwasser der Stadtentwässerung Braunschweig in Kap. 1.2.2 *Die Abwasserbeseitigung* beschrieben.

Unbewachsene Bodenfilter

Die bereits vor über 100 Jahren in Nordamerika entwickelten Bodenfilter [Imhoff, 1986] nutzen mit dem Boden zwar ebenfalls ein natürliches Potential, aber sie werden ohne Pflanzen betrieben und müssen planmäßig an der Oberfläche entschlammt werden. Diese Art der Bodenfilter kann als ein Vorläufer der vertikal durchströmten bewachsenen Bodenfilter angesehen werden. Ziel des Verfahrens war es, durch intermittierende Beschickung mit sehr viel kleineren Flächen, d.h. 5 bis 10 m²/EW auszukommen.

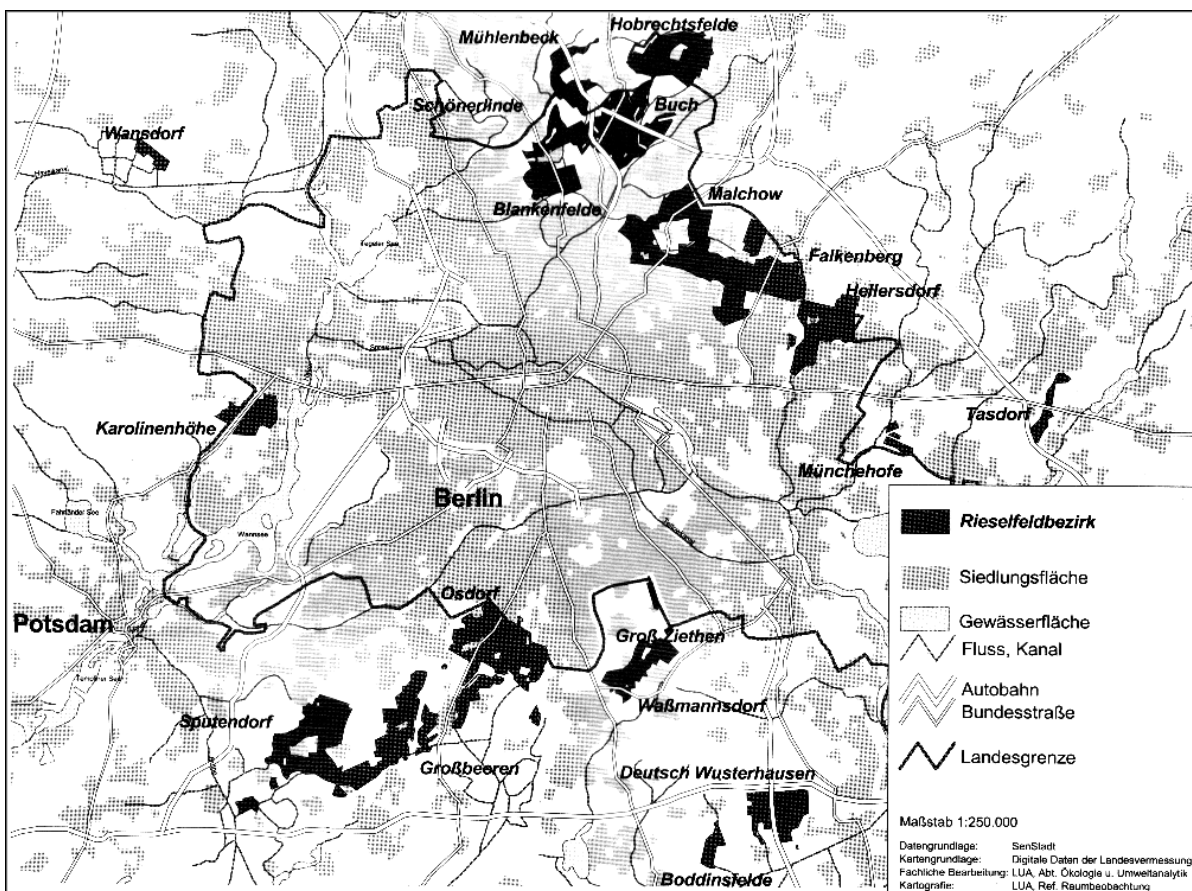


Abb. 5.2: Rieselfelder von Berlin (aus [Ritschel und Kratz, 2000])

³ *Water Science and Technology*, Elsevier Science Ltd., Great Britain

Pflanzenkläranlagen

Die Entwicklung der heute in Deutschland unter dem Oberbegriff „Pflanzenkläranlagen“ zusammengefassten Anlagen begann in den 50er Jahren in Deutschland. Das erste Verfahren war das sogenannte „Hydrobotanische Verfahren“, das von der Biologin **Käthe Seidel** entwickelt wurde. Seidel schrieb den Pflanzen einen wesentlichen Anteil am Abwasserreinigungsprozess zu und verwendete eine Vielzahl von unterschiedlichen Pflanzen [Seidel, 1956a], [Seidel, 1956b].

Grundprinzip dieser Anlagen war der überwiegende Einsatz von Kiesen als Pflanzsubstrat, ein mehrstufiger Aufbau von 3–4 hintereinander geschalteten Stufen sowie die Beschickung der ersten Stufe mit nicht abgesetztem Rohabwasser.

Wurzelraumverfahren

Die zweite große Entwicklungsrichtung stellten die sogenannten „Wurzelraumanlagen“ dar, die in den 70er und 80er Jahren von **Reinhold Kickuth** propagiert wurden [Kickuth, 1981], [Kickuth, 1984]. Wichtigste Neuerung war die Nutzung des natürlichen Bodens bzw. eines speziell zusammengesetzten Bodens mit Humusanteilen und Tonmineralien. Die Anlagen wurden meist als einstufige, horizontal durchströmte Anlagen ausgeführt und wurden in der Regel mit Schilf bepflanzt. Auch diese Anlagen wurden mit Rohabwasser beschickt.

Kickuth ging davon aus, dass sich die geringe hydraulische Durchlässigkeit eines solchen Bodens durch die aufwühlende Wirkung der Rhizome nachhaltig um Zehnerpotenzen erhöhen würde. Da sich dieser Effekt nicht oder nicht schnell genug einstellte, wurde auch versucht, besondere Mischungen herzustellen, die die positiven Eigenschaften von Humus und Tonpartikeln besitzen und mit denen von vornherein ein durchlässiges Bodengefüge hergestellt werden kann. Wegen der hohen Anforderungen an die Herstellung eines solchen Bodens hat sich dieses Konzept in den 90er Jahren nicht mehr durchgesetzt.

Bewachsene Bodenfilter

Unter dem Begriff bewachsene Bodenfilter werden nunmehr die Pflanzenkläranlagen verstanden, die ein durchlässiges, aber nicht zu grobes sandiges Filtersubstrat verwenden. Das Wasser strömt durch den Boden ohne Bildung von dauerhaften, offenen Wasserflächen. Seit Anfang der 90er Jahre wird in der Regel auch darauf verzichtet, unbehandeltes Rohwasser auf bewachsene Bodenfilter zu leiten. Es wurden verschiedene Bodenarten auf ihre Eignung in horizontal durchströmten bewachsenen Bodenfiltern untersucht. Als Ergebnis eines umfangreichen Forschungsvorhabens wurde 1992 erste Hinweise zum Bau und Betrieb veröffentlicht [Geller et al., 1992].

Etwa seit Mitte der 90er Jahre werden in besonderem Maße vertikal durchströmte bewachsene Bodenfilter zur Abwasserreinigung eingesetzt. Ziel dieser Entwicklung war die Minimierung der benötigten Fläche und eine bessere Belüftung des Bodenkörpers. Verschiedene Forschungsvorhaben haben sich seitdem mit der Unter-

suchung, Optimierung und Bemessung von Bewachsenen Bodenfiltern beschäftigt. Im Jahre 1995 wurde das IÖV-Arbeitsblatt [IÖV, 1995] „Bewachsene horizontal durchströmte Bodenfilter“ und 1996 schließlich das erste Arbeitsblatt der ATV (heute DWA) mit Bemessungs-Grundsätzen zum Bau von „Pflanzenbeeten“ zur Abwasserbehandlung veröffentlicht [ATV, 1998a]. Dieses Arbeitsblatt liegt aktualisiert als Arbeitsblatt DWA-A 262 [DWA, 2006a] „Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern“ vor und stellt heute den Stand der Technik dar.

Der Stand der Technik für die Behandlung von Regenwasser aus Misch- und Trennsystemen in bewachsenen Bodenfiltern wurde aufgrund der 10-jährigen Praxis in Baden-Württemberg von der LfU in einem 2002 aktualisierten Handbuch zusammengestellt [Brunner, 2000] bzw. [LfU, 2002]. Im Oktober 2005 wurde das Merkblatt DWA-M 178 „Empfehlungen für die Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ veröffentlicht.

Abwasserteiche

Teichanlagen gehören zu den ältesten Reinigungsverfahren. Bereits vor Entstehung der Schwemmkanalisation wurden Fischteiche mit Fäkalien gedüngt. Die Verwertung der Dungstoffe war auch im 19. Jahrhundert ausschlaggebend für die Teichanwendung (Aquakultur). Abwasserteiche, die primär auf die Abwasserreinigung ausgelegt sind, wurden zunächst vor allem in den USA erforscht und dort in großer Anzahl betrieben.

In Deutschland wurden Abwasserteiche vorwiegend in Bayern, aber auch in den flächenreichen Ländern Norddeutschlands errichtet. Sie entstanden in Bayern in vielen Fällen zunächst als Behelfslösung aufgrund verstärkter Siedlungstätigkeit im ländlichen Raum in den 50er bis 70er Jahren [Schleypen, 1986]. Zunächst dienten Erdbecken nur der mechanischen Abwasserreinigung und Schlammfäulung. Erst nachträglich wurden sie zur weiteren biologischen Behandlung durch größere, flachere Teiche erweitert. In den 80er Jahren waren in Bayern rund 1.500 unbelüftete Teichanlagen in Betrieb, zu Beginn des 21. Jahrhunderts kann deutschlandweit von rund 3.000 betriebenen Abwasserteichanlagen ausgegangen werden [Rudolph und Fuhrmann, 2010]. Die Teiche sind in der Regel nicht bepflanzt, um den natürlichen Energieeintrag und Gas-Austausch über die Wasseroberfläche nicht zu behindern.

1983 wurde ein erster Entwurf eines ATV-Arbeitsblattes mit Grundsätzen für den Bau und Betrieb veröffentlicht. Das Arbeitsblatt ATV-A 201 von 1989 [ATV, 1989b] wurde aufgrund der Einführung einer europäischen Norm von 1999 [DIN, 1999] überarbeitet [DWA, 2005a]).

Zur Leistungssteigerung bzw. Flächenreduktion wurden die Teiche schließlich künstlich belüftet oder durch technische Biofilmverfahren ergänzt. Während unbelüftete Abwasserteiche für Anschlusswerte unter 1.000 Einwohner eingesetzt werden, liegt der Anschlussbereich bei belüfteten Teichen bis 5.000 EW.

Eine Übergangsform zwischen technischen und naturnahen Verfahren stellen High-Rate (Algal) Ponds dar. Das sind hochbelastete Teiche mit einer sehr hohen Algenkonzentration, die den Bakterien photosynthetisch erzeugten Sauerstoff liefern. Die Teiche werden ähnlich dem Oxidationsgraben ständig mithilfe von Schaufelrädern umgewälzt. Die überschüssige Biomasse der Mikroalgen mit einer Eiweißproduktion von 10–20 g/(m²·d) wird als zukünftiges Potential für die Ernährung der Weltbevölkerung (über den Weg des Tierfutters) angesehen [Oswald, 1995].

Weltweit zählen Abwasserteiche heute zu den am weitesten verbreiteten Abwasserverfahren. Besonders in Entwicklungsländern wird deren energie- und wartungsarmer Betrieb geschätzt.



Abb. 5.3: Abwasserteichanlage in Arusha, Tansania 2002 (Bild: Rustige)

Künstliche Feuchtgebiete

In den USA war die Verwendung von natürlichen Feuchtgebieten zur Abwasserbehandlung verbreitet. Bei einer Untersuchung von 1982 durch die Environment Protection Agency (EPA) wurden 324 natürliche Feuchtgebiete untersucht, die z.T. bereits seit den 20er Jahren mit Abwasser beschildet wurden. Diese und andere Untersuchungen über die Leistungspotentiale von Feuchtgebieten zur Abwasserbehandlung in den 60er und 70er Jahren sowie die Versuche von Seidel und Kickuth führten seit 1972 in den USA und im gesamten englischsprachigen Raum zur Errichtung von verschiedenen Pflanzenkläranlagen mit grobkiesigem Substrat (gravel) sowie von zahlreichen großflächigen künstlichen Feuchtgebieten mit freiem Wasserspiegel mit Flächen bis zu 500 ha. Abb. 5.4 zeigt eine weitergehende Abwasserbehandlung für 500.000 EW, 166 ha Sumpf (Typha, Scirpus), 154 ha Mischflächen (sub- u. emerse Vegetation), 162 ha Feuchtwald, 36 ha offene Wasserfläche [Kadlec und Knight, 1996].

In Deutschland werden bepflanzte Teiche (Schönungsteiche) als Nachreinigung hinter technischen Kläranlagen oder als letzte Stufe einer Teichkaskade errichtet. In Braunschweig und Berlin wurden auf ehemaligen Rieselfeldern mäandrierende lang gestreckte Teiche mit einer möglichst großen bewachsenen Uferzone erprobt [Sowa et al., 1994], [Ertl und Ginzel, 2000].

Ziel solcher nachgeschalteter Feuchtgebiete ist eine weitergehende Hygienisierung, Denitrifikation und Phosphorretention.



Abb. 5.4: Orlando Easterly Wetlands, USA 2000 (Bild: Rustige)

Die Möglichkeiten der Wiedervernässung von devastierten Moorkörpern mithilfe von gereinigten Abwässern oder schwach belasteten Wässern aus diffusen Quellen wird erst seit Beginn der 90er Jahre in Forschungsprojekten erprobt. Ziel dieser Verfahren ist gleichzeitig die wirtschaftliche Nutzung von Schilf, Erlen oder Rohrkolben. Die ersten Ergebnisse zeigen, dass der Gestaltung solcher Flächen sowie der Wasserqualität im Zulauf eine große Bedeutung zukommt, damit diese Feuchtgebiete tatsächlich als Nährstofffallen fungieren [Wichtmann et al., 1997], [Lenz und Wild, 2000], [Meißner et al., 2001], [Möller et al., 2002].

Während ursprünglich eine hohe strukturelle und biologische Diversität der Feuchtgebiete im Vordergrund stand, entwickelten sich auch andere Richtungen: spezielle hoch produktive, flotierende Makrophyten wie die Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) oder Entengrütze (*Lemnaceae*) wurden mit dem Ziel in Abwasserteiche eingesetzt, die gelösten Wasserinhaltsstoffe mit der Biomasse in Form von Pflanzen dem Wasser zu entziehen [Wilderer und Tchobanoglous, 1982], [WEF, 2001]. Das starke Wachstum von Wasserpflanzen und Algen aufgrund der Klimabedingungen wird so in tropischen Regionen zur Biomaterialproduktion für die Biogaserzeugung, Nährstoffnutzung, Herstellung von natürlichen Fasern oder pharmazeutischen Produkten genutzt [Rudolph und Fuhrmann, 2010]. Aufgrund zahlreicher Einschränkungen werden solche Verfahren in Deutschland praktisch nicht angewendet. Die aquatischen Monokulturen reagieren empfindlich auf Veränderungen von Licht und Temperatur, die Wachstumsperiode beschränkt sich in unserer Klimazone auf wenige Monate im Jahr und die erforderliche regelmäßige Ernte ist aufwendig. Im Winter kann das Wasser nicht behandelt werden. Daraus resultiert, dass diese Verfahren nur in warmen Regionen der Erde (tropische- und subtropische Zone) oder in Kombination mit anderen Verfahren, d.h. für bestimmte Reinigungsaufgaben sinnvoll angewendet werden können.

Tab. 5.2: Verfahrensrichtungen der naturnahen Abwasserbehandlung (und ihre Spezifikationen bzw. Synonyme)

Terrestrische Verfahren	Aquatische Verfahren
<i>Verfahren ohne offene Wasserflächen, drainierte oder eingestaute Bodenkörper</i>	<i>Verfahren mit offenen Wasserflächen</i>
Subsurface Flow Wetlands (SSF)¹⁾	Surface Flow oder Free Water Surface (FWS) Wetlands¹⁾
Landbewässerung: über Gräben- und Verregnung (Ziel Abwasserverwertung)	Abwasser-Fischteiche (Aqua Kultur) (Ziel Abwasserverwertung)
Rieselfelder und -wiesen	Abwasserteiche (Erdbecken, Fakultativteiche, künstlich belüftete Teiche, Anaerobteiche)
Bewachsene Bodenfilter, Wurzelraumanlagen	Schwimmpflanzenteiche (Teiche mit flotierenden Makrophyten)
Vererdungsbeete	Künstliche Feuchtgebiete (Bepflanzte Feuchtbiotope/Teiche, Hydrobotanik)

¹⁾ Bezeichnung nach IWA Specialist Group in Kadlec *et al.* (2000) [Kadlec *et al.*, 2000]



Abb. 5.5: Schwimmender Pflanzengürtel (Textilmatte) im Zulauf eines Absetzteiches behindert den Schlammübertritt (Bild: AKUT, 2002)

Auf einigen Teichanlagen wird das Einbringen von benthischen Sumpfpflanzen mithilfe von speziellen Trägermatten mit integrierten Auftriebskörpern in Form von Schwimmiseln getestet. Das dichte Wurzelgeflecht, das bis zu einem Meter in den Wasserkörper hineinragt, dient dabei als Aufwuchsfläche für Bakterien (Biofilm) und verbessert die Abscheidung von Schwebstoffen. Bei dichtem Wurzelgeflecht kann die Aufwuchsfläche in der Größenordnung von 100 Quadratmetern je Quadratmeter Trägermatte betragen.

Alle beschriebenen naturnahen Abwasserbehandlungsverfahren lassen sich grundsätzlich in die zwei Verfahrensrichtungen terrestrische oder aquatische Verfahren (Tab. 5.2) einteilen.

Analog gibt es in Deutschland zwei Arbeitsblätter für naturnahe Verfahren:

- Arbeitsblatt DWA-A 201, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen [DWA, 2005a] und
- Arbeitsblatt DWA-A 262, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers [DWA, 2006a].

5.1.2 Anwendungsmöglichkeiten

So unterschiedlich wie die Gestaltungsmöglichkeiten sind die möglichen Anwendungen und Zielsetzungen naturnaher Systeme zur Abwasserreinigung in der Praxis. Bei der Auswahl der Verfahren spielen regionale Gegebenheiten wie Landschaftspotential (Wasserhaus-

halt, Boden, Topografie, Vegetation und Klima) sowie Platzbedarf und Traditionen neben der speziellen Aufgabe der Abwasserreinigung eine wichtige Rolle.

Naturnahe Verfahren der Abwasserbehandlung stellen nicht nur Maßnahmen zum Schutz des Wasserhaushaltes im Sinne der Europäischen „Wasserrahmenrichtlinie“ (WRRL) dar [EG, 2000], sondern erfüllen darüber hinaus in besonderer Weise die Ziele der Europäischen „Flora-Fauna-Habitat“-Richtlinie (FFH) [EU, 1997]. Dort heißt es:

„Der Zustand der natürlichen Lebensräume im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten verschlechtert sich unaufhörlich. Die verschiedenen Arten wildlebender Tiere und Pflanzen sind in zunehmender Zahl ernstlich bedroht. ... Zur Wiederherstellung oder Wahrung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse sind besondere Schutzgebiete auszuweisen, um nach einem genau festgelegten Zeitplan ein zusammenhängendes europäisches ökologisches Netz zu schaffen.“

Nicht nur Vögel, sondern auch zahlreiche Amphibien und Reptilien nutzen naturnahe Abwasseranlagen als Ausweichbiotop für verloren gegangene Lebensräume.

Die Hauptanwendung von naturnahen Verfahren zur Abwasserreinigung liegt im europäischen Raum in der dezentralen oder zentralen Abwasserbehandlung im ländlichen Raum.

Anwendungen darüber hinaus sind die Mischwasserbehandlung von Regenüberlaufbecken (Retentionsbodenfilter, Kap. 3.4.5 *Behandlung*), die nachgeschalteten bewachsenen Bodenfilter als „Polizeifilter“ oder künstliche Feuchtgebiete und Teiche (so genannte Schönungsteiche) bei technischen Kläranlagen. Bereits 1994 wurden vom Bundesgesundheitsamt Versuche durchgeführt, biologisch behandeltes Abwasser über bewachsene Bodenfilterstrecken zu hygienisieren, um es anschließend in Oberflächengewässer einzuleiten, das Grundwasser anzureichern oder zu Bewässerungszwecken verwenden zu können [Kunowski *et al.*, 1994]. Von Laber (2001) wurde die Leistungsfähigkeit von bewachsenen Bodenfiltern für die Behandlung von Oberflächengewässern und Kläranlagenabläufen untersucht [Laber, 2001]. Als weiterer Sonderfall sind die Vererdungsbeete zur Behandlung von Klärschlamm zu nennen.

Tab. 5.3: Anwendungsmöglichkeiten naturnaher Verfahren zur Abwasserbehandlung

Verfahren	Anwendung	Charakteristik	Vorteile	Nachteile
Landbewässerung	Nach biologischer Reinigungsstufe, ohne weitgehende Nährstoffelimination	Verregnung oder Gräben	Besonders ressourcenschonend	Nur in Vegetationsperiode anwendbar, Hygienisierung erforderlich
Absetzteiche	mechanische Reinigungsstufe	0,5 m ³ /EW, Schlamm- auf-faulung	Einfache Bauweise	Schwimmstoffe, Geruch
Absetzteiche mit Schwimmpflanzen	mechanische Reinigungsstufe	0,5 m ³ /EW, Schlamm- auf-faulung, Schwimmpflanzen- decke	Einfache Bauweise, Vermeidung von Geruch, verbesserte Abscheidung	Schlammräumung
Natürlich belüftet bzw. fakultative Abwasserteiche	mechanische und biologische Reinigungsstufe	10–15 m ² /EW, Schlamm- auf-faulung, teilweise Denitrifikation	Einfache Bauweise, wenig Schlamm-anfall, hydraulische Pufferkapazität, große Verdunstung	Schwimmstoffe, Algenabtrieb, sehr großer Flächenbedarf, keine Aufwuchsfläche
Schwimmpflanzen-teiche	Nährstoffelimination	Bedeckung der Wasserfläche, 30–100 cm tiefe Wurzelschicht, Denitrifikation	Minimierung von Algen, große Aufwuchsfläche	noch keine Bemessungsgrößen, Ernte, Entschlammung
Künstliche Feuchtgebiete	Nährstoffelimination, Nachklärung Regenüberlauf aus Trennkanal	Wechsel von offenen und bewachsenen, tiefen und flachen Wasserflächen	Hohe Verdunstung, Sekundärbiotop, ggf. keine Abdichtung, Retention	Großer Flächenbedarf, Pflanzenmanagement
Bewachsene Bodenfilter	biologische Reinigungsstufe, „Polizeifilter“ Regenüberlauf aus Mischkanal Grauwasser ¹⁾	4–10 m ² /EW, Vertikal und/oder horizontal durchströmter Bodenkörper, Schilfbewuchs, Sand/Kies	Relativ kleine Flächen, Filtration, Nitrifikation Hygienisierung	Materialaufwand (Filtermedium), Kolmationsneigung
Vererdungsbeete	mechanische Reinigungsstufe, Klärschlammbehandlung Braunwasser ²⁾	Schilfbeet mit Humusauf-lage, aerob, alternierende Beschickung	Geringes Schlammvolumen, hohes Schlammalter, hohe Verdunstung	Empfindliche Betriebsführung Hygiene bei Anwendung zur Rohabwasserbehandlung

¹⁾ Grauwasser = Teilstrom des häuslichen Abwassers ohne Fäkalien (Urin und Fäzes), s. Kap. 7 Neuartige Sanitärsysteme

²⁾ Braunwasser = Teilstrom des häuslichen Abwassers, Fäzes mit Spülwasser (kein Urin), s. Kap. 7 Neuartige Sanitärsysteme

Die wichtigsten Anwendungsmöglichkeiten im Rahmen der kommunalen Abwasserbehandlung und die grundsätzliche Vor- und Nachteile der Verfahren sind in Tab. 5.3 aufgeführt.

5.2 Aquatische Verfahren, Funktionsweise, Aufbau und Reinigungsleistung

Die wichtigsten aquatischen Verfahren der Abwasserbehandlung werden im Folgenden erläutert. Die Hinweise zur Bemessung sollen hier als Annäherung im Sinne einer Vorbemessung zur Auswahl eines möglichen Verfahrens oder einer Verfahrenskombination gesehen werden. Im Planungsablauf sind die Randbedingungen und die Bemessungsparameter kritisch zu prüfen und mit Erfahrungswerten aus der Praxis zu vergleichen. Die detaillierte Planung und Bemessung sollte von erfahrenen Planern vorgenommen werden.

5.2.1 Teichanlagen

Abwasserteiche werden mit den unterschiedlichsten Zielsetzungen errichtet. Dementsprechend sind die Bemessungsansätze und Teichgeometrie zu wählen und die Teiche zu kombinieren.

Im DWA-Arbeitsblatt 201 [DWA, 2005a] werden die folgenden Einsatzbereiche von Abwasserteichen unterschieden: Absetzteiche (Vorstufe), unbelüftete Teiche (auch als natürlich belüftete Teiche oder fakultative Teiche bezeichnet, zur biologischen Behandlung), belüftete Teiche (zur biologischen Behandlung bei geringe-

rem Flächenbedarf), Nachklärteiche, Schönungsteiche (weitergehende Reinigung, Dämpfung und Ausgleich von Abflussspitzen bei technischen Kläranlagen).

5.2.1.1 Funktionsweise

Die Reinigungsprozesse in Abwasserteichen beruhen auf biologischen Umwandlungsprozessen vorwiegend von Mikroorganismen wie aeroben oder fakultativ anaeroben Bakterien, Pilzen, Algen und Protozoen und auf der Abscheidung von Feststoffen (Mineralien und abgestorbene Biomasse) durch Sedimentation, je nach Belastung der Teiche.

Im Gegensatz zu Belebungsanlagen wird der gesamte Schlamm in den Becken über einen sehr langen Zeitraum (bis zu 10 Jahren) gespeichert und unterliegt ständigen Abbauprozessen durch Bakterien und Makroorganismen wie Würmern, Larven und Kleinkrebsen. Dabei wird der Schlamm sehr weitgehend mineralisiert, mit der Folge, dass organisch gebundene Nährstoffe wie Phosphat teilweise wieder freigesetzt und z.T. mehrfach von den Organismen „recycled“ werden. Die Grenzschicht zwischen Sediment und Wasserkörper ist deshalb eine besonders aktive Zone. Die Sedimentoberfläche bietet zudem sessilen Organismen eine Aufwuchsfläche. Bei flachen Teichen findet die Nitrifikation überwiegend hier in der aeroben Grenzschicht statt. Anaerobe Verhältnisse im Schlamm können dagegen zur Freisetzung von Methan- und Schwefelwasserstoff führen.

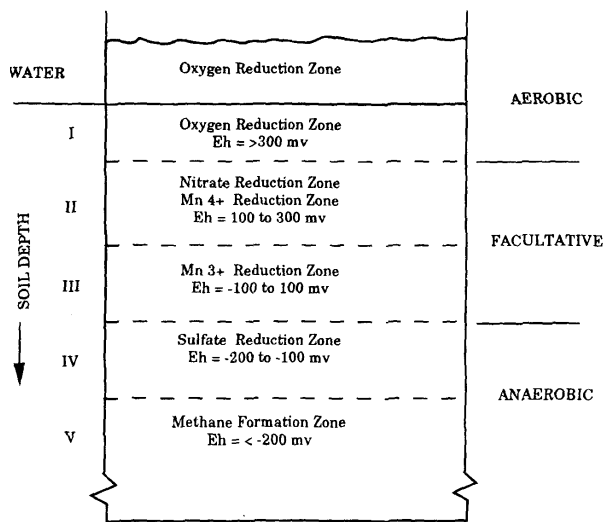


Abb. 5.6: Mikrobielle Umsetzungen in der Wasser/Sediment Grenzschicht und resultierende Redoxpotentiale in schwach belasteten Feuchtgebieten [Kadlec und Knight, 1996]

Die Zusammensetzung der Biozönose eines Teiches unterliegt somit räumlichen und zeitlichen Veränderungen, die durch ständig wechselnde Nährstoffkonzentrationen und Substratzusammensetzungen und veränderte Umweltbedingungen verursacht werden. Im oberen Wasserkörper finden aerobe Abbauprozesse statt, während sich in den unteren Schichten, an der Sohle und im Einlaufbereich häufig ein anaerobes Milieu einstellt.

Deswegen werden solche Teiche auch häufig als „fakultative Teiche“ bezeichnet.

In natürlich belüfteten Teichen⁴ wird der von den aeroben Organismen benötigte Sauerstoff durch Diffusion über die Wasseroberfläche eingetragen und zu einem Großteil biogen, d.h. durch die Photosynthese von Algen und ggf. Makrophyten erzeugt. Dies kann regelmäßig an einer deutlichen Sauerstoffübersättigung an sonnigen und warmen Tagen beobachtet werden.

Die Algen verwerten wiederum das von den heterotrophen Organismen beim Abbau organischer Substanz produzierte Kohlendioxid. Dieses sowie die begrenzte Sichttiefe werden zu einem begrenzenden Faktor für das Algenwachstum. Wie in einem natürlichen eutrophen Gewässer treten zeitweise (auch jahreszeitbedingt) starke Massentwicklungen einzelner Arten auf. Dabei steigt der pH-Wert deutlich an. Außer in sehr weichen Wässern kann es dabei zu einer wirkungsvollen biogenen Kalzium-Phosphat-Fällung kommen [Schleypen, 1986].

Wegen der komplexen Wirkungszusammenhänge zwischen den verschiedenen Organismen und der hydraulisch schwer zu fassenden realen Strömungsverhältnisse ist es schwierig, Teichanlagen zu modellieren und Bemessungen auf Basis von kinetischen Prozessen vorzunehmen. Stattdessen lassen sich aus dem Betrieb Faktoren ableiten, die für eine empirische Bemessung relevant sind. Diese sind in Tab. 5.4 für die aquatischen Systeme qualitativ dargestellt.

Tab. 5.4: Wirkungsfaktoren naturnaher aquatischer Reinigungsverfahren

Faktor	Wirkung	Bedeutung
Durchflusszeit	Begrenzt biochemische Reaktionen und Sedimentation	Bei Absetzteichen die maßgebliche Größe, Hygienisierung, Pufferkapazität für Stoßbelastungen
Wassertiefe	Sedimentation, natürlicher Energieeintrag durch Licht und Wind, Sauerstoffverteilung bzw. Redoxpotential	Der Energieeintrag für Photosynthese und Umwälzung ist in der Tiefe begrenzt (Sichttiefe), Nitrifikation, Denitrifikation, Entkeimung, Rücklösungen aus Sediment
Wasserfläche	Energiefluss, Gasaustausch	Natürliche Belüftung, Erwärmung, Abkühlung, Verdunstung, maßgebliche Bemessungsgröße
Geometrie/Anordnung	Hydraulik, Zonierung	Gleichmäßige Strömung ohne „Tot“räume, räumliche Trennung von Sedimentation, anaeroben und aeroben Bereichen
Konstruktion	Standsicherheit, Betriebssicherheit	Hydraulische Spitzenlast, Wechselnde Wasserspiegel, Schlammräumung
Bewuchs (sub- und emerse Makrophyten)	Biofilm, Energiefluss, Verlandung	Aufwuchsfläche für Nitrifikanten an Blättern, Halmen und Wurzeln, Verschattung von Wind und Sonne, Verlandung von flachen Gewässern mit dichtem Bewuchs, Struktur für sekundäre Organismen
Klima	Energiefluss, Wassertemperatur, Reaktionsgeschwindigkeit	Unterschiedliche Bemessungsansätze für verschiedene Klimazonen
Abwasserbeschaffenheit	Reaktionsgeschwindigkeit, Schlamm Bildung	C/N/P-Verhältnis, CSB/BSB-Verhältnis, Fremdwasseranteil bzw. Substratkonzentration

⁴ die Bezeichnung nach ATV A 201 (2005) lautet „Unbelüftete Teiche“, d.h. ohne Technische Belüftung

5.2.1.2 Aufbau und Konstruktion

Teichanlagen sind so zu konstruieren, dass sie die jeweils gewünschten Reinigungsfunktionen unter Berücksichtigung der speziellen Wirkungsfaktoren optimal erreichen.

Um die Verschmutzung der Teichoberfläche oder des abgesetzten Schlammes mit Kunststoff- und Hygieneartikeln zu vermeiden, ist die Vorschaltung eines Rechens sinnvoll. Eine andere einfache, naturnahe Möglichkeit zur Grobstoffentnahme besteht im Einsatz von bepflanzten Schwimmgürteln zur Abgrenzung einer kleinen, manuell zu räumenden Teichfläche im Zulaufbereich.

Aus hydraulischen Gesichtspunkten ist das Hintereinanderschalten mehrerer Teiche sinnvoll (Kaskade), bspw. die Kombination von Absetzteich, zwei nacheinander durchflossenen unbelüfteten/belüfteten Teichen und einem Nachklär- oder Schönungsteich. Bei großen Zulaufschwankungen kann über gedrosselte Überläufe eine langsame Verteilung auf die hintereinander geschalteten Teiche erfolgen und Turbulenzen im Ablaufbereich vermieden werden. Auch Kurzschlussströmungen in einzelnen Teichen können so wieder durch punktuell Zusammenführen des Abwasserstroms ausgeglichen werden. Eine ähnliche Funktion hat die Verwendung von Tauch- oder Leitwänden, mit denen die Strömung durch den Teich gelenkt werden soll. Zur Verbesserung der Reinigungsleistung (insbes. Denitrifikation) wird auch die Kreislaufführung eines Teilstroms in die anaeroben Zonen angewendet.

Nach DWA-A 201 ist für die Ausführung von Teichen ein Verhältnis Länge zu Breite (an der Oberfläche) von $> 3:1$ zu beachten sowie eine Tiefe für die Absetz- und Schlammzone von $> 1,5$ m.

[Pearson et al., 1995] führen an, dass die Position und Tiefe der Zu- und Abläufe von entscheidendem Einfluss sein können. Zur Vermeidung von Kurzschlussströmungen wird in [Rudolph und Fuhrmann, 2010] ein Teich mit angepasstem Zulauf und kurzem Leitwall exemplarisch dargestellt (Abb. 5.7).

Ein wichtiges Kriterium stellt die Abscheidung von Schwebstoffen bzw. Algen am Auslauf der Teiche oder zwischen den Teichen dar. [Rudolph und Fuhrmann, 2010] berichten von Empfehlungen, die Abflüsse in anaeroben Teichen in 30 cm Tiefe, in fakultativen Teichen (unbelüfteten Teiche) in 60 cm Tiefe und außerhalb des Fließweges des einlaufenden Schmutzwassers anzubringen. Im Ablauf einer Teichanlage werden bepflanzte Flachuferzonen bzw. Teiche oder Kiesfilterstrecken (auch Roughingfilter [Platzer, 1998]) bzw. Filterdämme aus Steinschüttungen (rock filter) eingesetzt. Wirksam ist auch der Einsatz von bepflanzten Schwimmgürteln mit dichtem und tief in den Wasserkörper ragendem Wurzelwerk.

Wird der letzte Teich (Nachklärteich) mithilfe einer Schwimmpflanzendecke abgedunkelt, sterben Algen ab und sedimentieren. Zur Vermeidung von Rücklösungen aus dem Sediment ist aber dafür zu sorgen, dass dort keine reduzierenden Verhältnisse entstehen (ausreichende Nitrifikation, große Fläche, geringe Tiefe).

Schwebstoffe bzw. Algen können auch mithilfe von vertikal durchströmten, nachgeschalteten bewachsenen Bodenfiltern abgeschieden werden. Diese dürfen hydraulisch und organisch nicht überlastet werden. Dann wird gleichzeitig eine weitgehende Nitrifikation erreicht [Kayser, 2003].

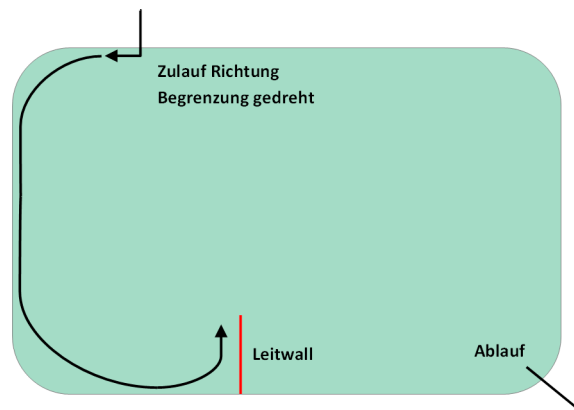


Abb. 5.7: Zulaufgestaltung nach (Shilton und Harrison, 2003) in [Rudolph und Fuhrmann, 2010]

5.2.1.3 Bemessung

Abwasserteiche werden in Deutschland nach den a.a.R.d.T. nach Tab. 5.5 bemessen. Diese Bemessungsregeln sind auf die hiesigen klimatischen Verhältnisse abgestimmt und empirisch begründet. Als wesentliche Bemessungsgrößen gehen das spezifische Absetzvolumen und die BSB-Flächen- oder Raumbelastung ein. Zielgröße ist hierbei die Einhaltung der deutschen Mindestanforderungen gem. Anhang 1 der Abwasserverordnung für die Größenklassen 1 und 2, d.h. die Reduzierung der organischen Summenparameter BSB₅ und CSB.

Diese empirisch begründeten Bemessungsansätze beruhen im Wesentlichen auf Untersuchungen in den 80er Jahren [ATV, 1985]. Die wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung der Abwasserteichtechnologie ist in Deutschland in den letzten Jahrzehnten jedoch fast vollständig zum Erliegen gekommen [Rudolph und Fuhrmann, 2010]. So führt der „konstante empirische Bemessungsansatz des DWA-A 201 in Umgebungen mit hohen Temperaturen zu einer signifikanten Überbemessung“. Die Auswertung verschiedener, internationaler Bemessungsansätze zeigte ebenfalls, „dass die Flächen-differenz zwischen den meisten Ansätzen bei kühlen Temperaturen unter 15 °C stark zunimmt.“ [Rudolph und Fuhrmann, 2010]. Dies ist bei der Bemessung von Teichanlagen in anderen klimatischen Verhältnissen als dem mitteleuropäischen Raum zu berücksichtigen.

Untersuchungen an Abwasserteichen in Sachsen-Anhalt [Barjenbruch und Teschner, 2007] zeigen, dass bei hohen CSB-Zulaufkonzentrationen, verursacht durch wenig Fremdwasser und geringem Wasserverbrauch, die erforderlichen CSB-Ablaufkonzentrationen oft überschritten werden. Es sind dann Optimierungsmaßnahmen, z.B. die Kombination mit Biofilmreaktoren, zu prüfen.

Tab. 5.5: Bemessungsregeln DWA A 201 [DWA, 2005a]

Kenngröße	Einheit	Absetzteiche	Unbelüftete Teiche	Belüftete Teiche	Nachlärtenteiche	Schönungsteiche
spezifisches Volumen VEW	m ³ /E	≥ 0,5				
spezifische Oberfläche AEW						
• Anlage ohne vorgeschalteten Absetzteich	m ² /E		≥ 10			
• Anlage mit vorgeschaltetem Absetzteich	m ² /E		≥ 8			
• bei Mitbehandlung von Regenwasser AEW,Mi	m ² /E		Zuschlag 5			
• für teilweise nitrifizierten Ablauf	m ² /E		≥ 15			
Mindestgröße	m ²				20	
Raumbelastung BR,BSB oder Flächenbelastung BA,BSB	g/(m ³ ·d)			≤ 25		
	g/(m ² ·d)			B _A = B _R · h		
für nitrifizierten Ablauf				Zusätzliche Festbetteinrichtungen		
Wassertiefe h	m	≥ 1,5	~ 1,0	1,5 bis 3,5	≥ 1,2	1 bis 2
Sauerstoffverbrauch OVC,BSB	kg/kg			≥ 1,5		
Leistungsdichte PR	W/m ³			1 bis 3		
Durchflusszeit tR						
• bei Trockenwetter	d	≥ 1		≥ 5		1 bis 2
• bei Maximaldurchfluss	d				≥ 1	
Schlammanfall						
• mit vorgeschaltetem Absetzteich	l/(E·a)	130	70	70		5
• ohne vorgeschalteten Absetzteich	l/(E·a)		200	200		5

5.2.1.4 Reinigungsleistung

Bei Anwendung der Bemessungsregeln nach DWA-A 201 und ordnungsgemäßem Betrieb und Wartung können die Anforderungen der Abwasserverordnung für Kläranlagen der Größenordnung 1 und 2 in der Regel eingehalten werden. Bei Anschlussgrößen entsprechend Größenklasse 2 wird der Einsatz von belüfteten Abwasserteichen empfohlen. Wenn eine Probe von Teichanlagen deutlich von Algen gefärbt ist, sind CSB und BSB aus der algenfreien Probe zu bestimmen. Im Sommer ist eine teilweise Nitrifikation zu erreichen.

Abwasserteiche haben eine natürliche Desinfektionswirkung, die auf Entfernung von partikelgebundenen Keimen und Wurmeiern durch Sedimentation sowie auf der Inaktivierung durch bio- und photochemische Prozesse beruht. Es werden Reduktionen für Indikatorbakterien von rund 3–4 Logstufen beobachtet [Rudolph und Fuhrmann, 2010].

Im Winter laufen die biochemischen Abbauprozesse langsamer ab, die Reinigungsleistung von Teichanlagen geht zurück.

Beispiel:

- Anlagengröße 2.000 E,
- spezifische Zulaufkraft 60 g BSB₅/(E·d),
- Abwasseranfall 200 l/(E·d), Trennsystem.

Es sind die Volumen für eine belüftete Teichanlage mit Absetzteich zu ermitteln. Wie hoch ist die BSB₅-Ablaufkonzentration bei einem Abbau in der biologischen Stufe von 90 %?

BSB₅-Schmutzfracht B_{d, BSB5}:

$$2.000 \cdot 60 / 1.000 = 120 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$$

Abwasserzufluss:

$$2.000 \cdot 200 / 1.000 = 400 \text{ m}^3/\text{d}$$

Absetzteich:

mit 0,5 m³/E ergibt sich das erforderliche Volumen zu

$$V_{(\text{Absetzteich})} = 0,5 \cdot 2.000 = 1.000 \text{ m}^3$$

aufgeteilt auf 2 Teiche, wechselweise Beschickung, Kap. 4.3.1 Mechanische Vorbehandlung

Aufenthaltszeit:

$$1.000 / (2 \cdot 400) = 1,25 \text{ d} > 1 \text{ d}$$

Belüftete Teiche:

BSB₅-Schmutzfracht Zulauf Belüftete Teiche, Kap. 4.3.1 Mechanische Vorbehandlung

$$2.000 \cdot 40 / 1.000 = 80 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$$

Zulässige Raumbelastung $B_R \leq 25 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$

$$V_{(\text{Belüftete Teiche})} = 80 / 25 \cdot 1.000 \geq 3.200 \text{ m}^3$$

gewählt: 2 belüftete Teiche je 1.800 m³
($B_R = 22 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$)

Aufenthaltszeit:

$$3.600 / 400 = 9 \text{ d} > 5 \text{ d}$$

Nachklärteich:

Für eine Durchflusszeit $\geq 1 \text{ d}$ und eine Schlammstapelzeit von 2 Jahren ergibt sich das erforderliche Volumen zu

$$V_{(\text{Nachklärteich})} = 1,0 \cdot 400 + 2 \cdot 2.000 \cdot 70 / 1.000$$

$$V_{(\text{Nachklärteich})} = 680 \text{ m}^3$$

Abgebaute BSB₅-Schmutzfracht:

$$0,9 \cdot 80 = 72 \text{ kg/d}$$

BSB₅-Ablaufkonzentration:

$$(80 - 72) / (400 \cdot 1.000) = 20 \text{ mg BSB}_5/\text{l}$$

5.2.2 Exkurs: Künstliche Feuchtgebiete

Künstliche Feuchtgebiete (*Constructed Wetlands*) oder auch Pflanzenkläranlagen, wie sie in den USA für die Abwasserbehandlung entwickelt wurden, sind zumeist großräumige, größtenteils mit Pflanzen bestandene flache Abwasserteiche, gemischt mit horizontal durchströmten Pflanzenbeeten. Somit stellen sie eine Übergangsform zwischen reinen Teichanlagen und bewachsenen Bodenfiltern bzw. terrestrischen Verfahren dar.

Es wird unterschieden zwischen *Surface Flow Wetlands*, bei denen das Feuchtgebiet hauptsächlich oberflächlich durchströmt wird und den *Subsurface Flow Wetlands*, bei denen nur das Substrat durchströmt wird.

Ein einheitliches Kriterium aller künstlichen Feuchtgebiete ist nach [Kadlec und Knight, 1996], dass der ursprüngliche Boden aufgrund der überwiegend überstauten Verhältnisse seine chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften verändert und sich eine spezifische Pflanzengesellschaft entwickelt, in der keine Pflanzen trockener Standorte überdauern.

5.2.2.1 Funktionsweise

Grundsätzlich sind die biologischen Reinigungsprozesse in oberflächlich durchströmten Pflanzenkläranlagen mit denen von flachen Abwasserteichen vergleichbar. Der wesentliche Unterschied liegt zum einen in der größeren Aufwuchsfläche für Bakterien (Blätter, Stengel, Wurzeln und Detritus) und zum anderen in der Beschattung und folglich geringeren Algendichte.

Daraus resultiert ein geringerer Anteil biogen erzeugten Sauerstoffs im Wasser. Der über die Wurzeln von Schilf in das Substrat (Sediment) eingetragene überschüssige Sauerstoff ist umstritten. Brix und Schierup (1990) fanden, dass Schilf bei einer Sauerstoffaufnahme der Wurzeln von $2 \text{ g O}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ diesen nahezu vollständig selbst verbrauchte [Brix und Schierup, 1990]. Andere Autoren geben eine Sauerstoffabgabe der Wurzeln in der Größenordnung von $5 \text{ g O}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ an⁵ [Platzer, 1998]. Überschüssiger Sauerstoff steht aber zumindest den Bakterien zur Verfügung, die direkt die Wurzeln besiedeln.



Abb. 5.8: Belüfteter Teich (Bild: Londong)

Durch einen dichten Pflanzenbewuchs wird jedoch der Wind an der Wasseroberfläche gebremst und es ist ein geringerer Gasaustausch an der Grenzfläche zu erwarten. Bezüglich der Verdunstung von Wasserflächen mit und ohne Pflanzen gibt es nach einer Literaturobwertung von [Mitsch und Gosselink, 2000] keine eindeutige Aussage. Offenbar wird die verringerte Verdunstung durch die zusätzliche Transpiration in der Größenordnung wieder ausgeglichen.

Nachfolgendes Schema (Abb. 5.9) zeigt grob die theoretische räumliche Verteilung der wesentlichen Reinigungsprozesse im Wasserkörper eines Feuchtgebietes in Abhängigkeit von der Fließstrecke.

Künstliche Feuchtgebiete unterliegen einer natürlichen Sukzession. Pflanzenbestände verdichten sich und die abgestorbenen Reste bilden zusammen mit den abgesetzten Abwasserinhaltsstoffen eine wachsende **Detritusschicht**. Diese führen schließlich zur Verlandung und verändern die Strömungsverhältnisse in den jeweiligen Zonen.

Zur Aufrechterhaltung ihrer Leistungsfähigkeit müssen künstliche Feuchtgebiete in größeren Abständen gepflegt werden. Bei wirtschaftlicher Nutzung von Röhricht kann dieses z.B. in jährlichen Abständen geräumt werden.

⁵ berechnet aus Ammonium- und BSB-Verlusten

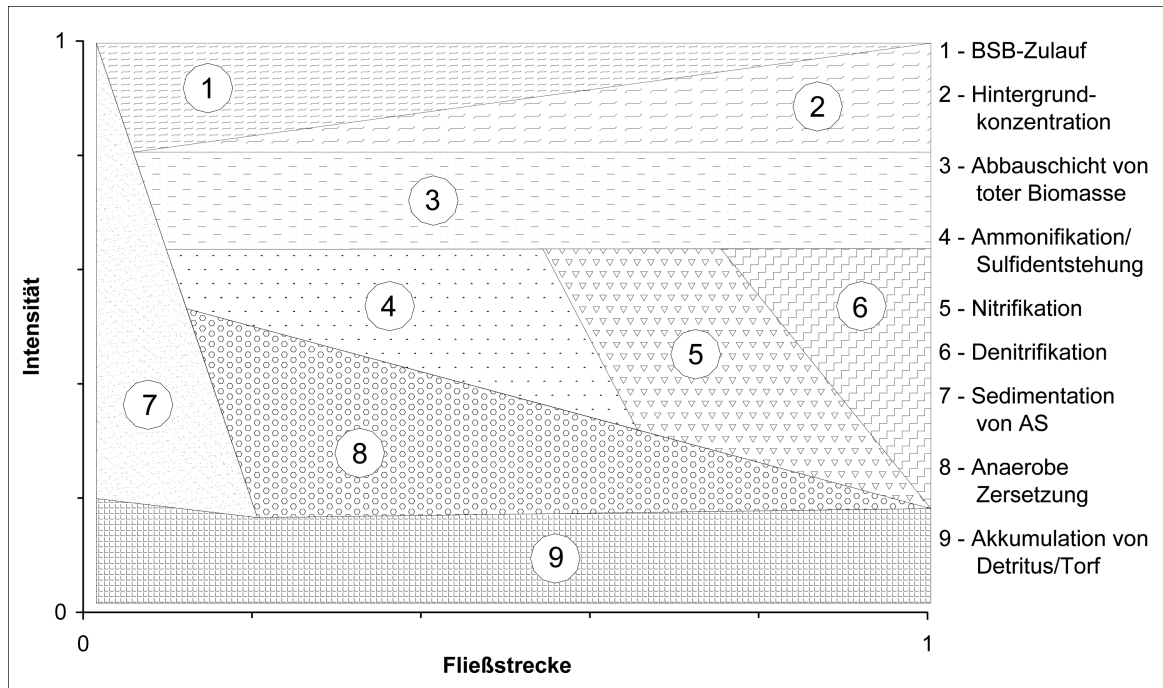


Abb. 5.9: Schematische Darstellung der Reinigungsprozesse im Feuchtgebiet (nach [U.S. EPA, 2000]; zit. in [WEF, 2001])

5.2.2.2 Aufbau und Konstruktion

Die meisten Feuchtgebiete bestehen aus mehreren Zellen oder Becken mit abwechselnden Tiefen und unterschiedlichem Pflanzenbewuchs. Eine Abdichtung der großflächigen Feuchtgebiete, die meist für die weitergehende Abwasserbehandlung eingesetzt werden, erfolgt in der Regel nicht. Bei abgedichteten Flächen wird das Becken mit Pflanzsubstrat angereichert.

Die Wassertiefe in den Zellen reicht von 5 bis 80 cm. Die Durchflussmenge der in den USA gebauten Feuchtgebiete liegt zwischen 4 und 75.000 m³/d. Zulauf- und Ablauf sind so zu gestalten, dass eine möglichst gleichmäßige Strömung über die Fläche erreicht wird. Dies ist in der Praxis besonders bei unregelmäßiger naturnaher Gestaltung sehr schwierig. Die Aufteilung in mehrere Zellen, die jeweils mit Wehren versehen werden, erlaubt die nachträgliche Anpassung der Strömungsverhältnisse. Das Längen-/Breitenverhältnis hat nach [Kadlec et al., 2000] dagegen keinen messbaren Einfluss auf die Reinigungsleistung.

Die (Initial-)Bepflanzung der Feuchtgebiete erfolgt in Abhängigkeit von der Wassertiefe der jeweiligen Zelle sowie von den Nährstoffverhältnissen und den klimatischen Bedingungen. Am häufigsten werden Rohrkolben, Schilf und Binsen eingesetzt, die eine hohe Produktivität aufweisen. Aber auch Seggen bilden ein dichtes Wurzelwerk.

Für eine Teilentkrautung oder regelmäßige Ernte von Röhricht (Sekundärprodukt) sowie Entschlammung muss eine ausreichende Zuwegung eingeplant werden.

Bei großen Flächen ist die Entnahme nur mit Wasserfahrzeugen möglich.

5.2.2.3 Bemessung

Die wichtigste Bemessungsgröße ist wie bei Abwasserteichanlagen die erforderliche Oberfläche. Während bei unbepflanzten Teichanlagen hauptsächlich die Sedimentoberfläche (entspricht der Teichfläche) die relevante, d.h. aktive Fläche darstellt, spielt hier die Oberfläche der Pflanzen als zusätzliche Aufwuchsfläche ebenfalls eine wesentliche Rolle. Die Bemessung von künstlichen Feuchtgebieten mit gemischten Flächen kann nur (empirisch) anhand von Analogien zu vergleichbaren Anwendungsfällen oder durch Versuche im Pilotmaßstab geschehen. Als Basis zur Abschätzung der erforderlichen Flächen können die Daten der Nordamerikanischen Datenbank über künstliche Feuchtgebiete herangezogen werden⁶.

Anhand dieser Daten von schwach belasteten Feuchtgebieten zur weitergehenden Reinigung wurden von [Kadlec und Knight, 1996] spezifische, flächenbezogene Abbauraten als Jahresmittelwerte errechnet. Diese für jedes Feuchtgebiet charakteristischen *K*-Werte basieren dabei auf einem theoretischen Modell mit Pfropfenströmung mit exponentiell abnehmenden Konzentrationen bis hin zu der stoffspezifischen Hintergrundkonzentration. Diese ist die Konzentration, unter die die Ablaufkonzentration aufgrund der Prozesse im Feuchtgebiet nie sinken kann.

Daraus resultiert ein Modell erster Ordnung zur Berechnung der benötigten Fläche *A*:

⁶ NADB (North American Treatment Wetland Database) von Knight, R. Ruble, R. Kadlec, R. & Reed, S., erhältlich bei U.S. EPA

$$A = \frac{Q}{k_T} \cdot \ln\left(\frac{C_o - C_{\text{end}}}{C_i - C_{\text{end}}}\right) \quad [\text{m}^2] \quad (5.1)$$

k_T	temperaturabhängige Abbaurrate [m/a]
C_{end}	minimale Hintergrundkonzentration [g/m ³]
C_o	mittlere Ablaufkonzentration [g/m ³]
C_i	mittlere Zulaufkonzentration [g/m ³]
Q	mittlerer Volumenstrom [m ³ /a]

Zur weiteren Abschätzung von maximalen Ablaufkonzentrationen dient das Verhältnis von maximal gemessenen Monatsmittelwerten zum Jahresmittelwert für den jeweiligen Parameter. Für den BSB₅ wird z.B. ein Verhältnis von 1,7 angenommen und für Ammonium ein Verhältnis von 2,5. D.h. durch diesen Wert muss C_o dividiert werden, und mit der so erniedrigten mittleren Jahreskonzentration als neuer Erwartungswert für C_o in Formel 5.1 eingesetzt werden. Dieses Verfahren führt dann zu einer entsprechenden Vergrößerung der Flächen.

Bei der Planung von größeren Feuchtgebieten mit vorgegebenen Grenzwerten sind stets Versuche im Pilotmaßstab mit Flächen nicht unter 500 m² und einer Versuchsdauer von mindestens einem bis zwei Jahren vorzunehmen [Kadlec et al., 2000].

Besonders schwierig gestalten sich auch die hydraulischen Berechnungen in gemischten Wasserflächen. Der Höhenverlust durch die Reibung bei der Durchströmung von bepflanzten Zonen ist rechnerisch nur schwer zu modellieren. Ausschlaggebend sind die Vegetationsdichte und die Fließgeschwindigkeit bzw. der Fließquerschnitt bei gegebenem Volumenstrom.

Vereinfachend kann nach [Kadlec et al., 2000] die erforderliche Wassertiefe h_n bei vorgegebenem Längen-/Breitenverhältnis in Abhängigkeit vom Sohlgefälle überschlägig berechnet werden:

$$h_n = \frac{Q}{B} \cdot \frac{1}{a \cdot \frac{dH_s}{dx}} \quad (5.2)$$

Q	Durchfluss [m ³ /d]
B	Breite der durchströmten Fläche [m]
a	Reibungskoeffizient [m/d]
	dichte Vegetation: $a = 10^7$
	spärliche Vegetation: $a = 5 \cdot 10^7$

$$\frac{dH_s}{dx} \quad \text{Sohlgefälle [-]}$$

Anhand der ermittelten Normal-Wassertiefe kann abgeschätzt werden, ob aufgrund der Topografie genügend Höhe zur Verfügung steht. In der Praxis ist genügend Sicherheit einzuplanen und ablaufseitig ein Regulierwehr vorzusehen, um den gewünschten mittleren Wasserspiegel einstellen zu können.

5.2.2.4 Reinigungsleistung

Bezüglich der Bewertung von Analysen aus aquatischen Feuchtgebieten gelten die gleichen Schwierigkeiten wie bei Teichanlagen (siehe Kap. 5.2.1 Teichanlagen). Generell ist allerdings mit einer geringeren Abdrift von Algen zu rechnen. Ergebnisse zu Reini-

gungsleistungen liegen für den europäischen Raum nicht vor.

5.3 Terrestrische Verfahren, Funktionsweise, Aufbau und Reinigungsleistung

Im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen großräumigen Feuchtgebieten nutzen bewachsene Bodenfilter ausschließlich den Boden als Medium und werden deshalb als terrestrisches Verfahren eingestuft. Bewachsene Bodenfilter werden vorwiegend für die biologische Behandlung von mechanisch gereinigtem Abwasser eingesetzt. Sie zählen zu den wichtigen naturnahen Verfahren in Deutschland und werden hier näher behandelt.

Die reinen Kiesfilter (gravel beds), wie sie vor allem im Englischen Sprachraum als horizontal durchströmte Filter (horizontal SSF) angewendet werden, haben deutlich andere Eigenschaften als die nachfolgend beschriebenen sandigen bis sandig-kiesigen Bodenfilter. Gravel beds sind eingestaute Wasserkörper mit einem groben Kies, der hauptsächlich dazu dient, den Schilfpflanzen einen ausreichenden Halt im Wasser zu geben (Hydrokultur). Dabei treten Sedimentationsprozesse mit erheblichem Schlammzuwachs im Kiesbett auf, die zu einer Verringerung des durchströmten Querschnitts und einer vergleichsweise geringen Reinigungsleistung führen.

5.3.1 Bepflanzte Bodenfilter

Bepflanzte Bodenfilter sind mit Röhrichtpflanzen (Helophyten) bepflanzte Bodenkörper, die vertikal oder horizontal durchströmt werden und deren Bodenkörper aus überwiegend kiesig/sandigem oder sandigem Substrat gebildet wird.

Nach Arbeitsblatt DWA-A 262 [DWA, 2006a] lässt sich deren Funktionsweise wie folgt zusammenfassen:

„Die Wirkungsmechanismen im Bodenkörper sind durch komplexe physikalische, chemische und biologische Vorgänge gekennzeichnet, die sich aus dem Zusammenwirken von Filtermaterial, Helophyten, Mikroorganismen, Porenluft und Abwasser ergeben. Die biologischen Reinigungsvorgänge beruhen im Wesentlichen auf Stoffwechselaktivitäten der in Biofilmen auf dem Filtermaterial sowie auf den Pflanzenwurzeln angesiedelten Mikroorganismen.“

Das Filtermedium bzw. Füllmaterial dient vor allem als Aufwuchskörper für Mikroorganismen und stellt somit ein „naturnahes Festbett“ oder einen „Biofilter“ dar (Biofilmverfahren [ATV, 1997e]). Gleichzeitig werden filterbare Schmutzstoffe und „überschüssige“ Biomasse vor allem im Zulaufbereich des Filters zurückgehalten. Je nach Porengröße bzw. wirksamen Korndurchmesser und nach hydraulischer Belastung ergibt sich eher eine Flächenfiltration (vgl. Langsamsandfilter) als eine Raumfiltration (vgl. Tropfkörper).

Dies geht einher mit einem Abbaugradienten entlang der Fließrichtung. Das heißt, die Stoffumsätze finden vor allem in den Zulaufbereichen von vertikal und horizontal durchströmten Bodenfiltern statt. Das daraus re-

sultierende, in Fließrichtung verringerte Substratangebot bzw. dessen veränderte Zusammensetzung kann bei jedem Horizontalfilter bereits an der deutlich abnehmenden Wuchshöhe und Dichte der Schilfhalm beobachtet werden. Bei Vertikalfiltern ist der Gradient über die Fließstrecke noch größer, da sich zum einen das Wasser auf eine größere Fläche verteilt und zum andern aufgrund der besseren Belüftung mit einer höheren Stoffwechselaktivität nahe der Oberfläche zu rechnen ist.

Die Funktion der Pflanzen in bewachsenen Bodenfiltern unterscheidet sich von der in aquatischen Systemen. Während dort vor allem Halme und Blätter die Aufwuchsfläche für Mikroorganismen vervielfachen, sind hier vor allem die Wurzeln und unterirdischen Sprosse (Rhizome) von Bedeutung. Bereits von März bis in den Dezember hinein können in mit Schilf bewachsenen Bodenfiltern neue Triebe beobachtet werden. Durch diese vor allem in horizontaler und diagonaler Richtung verlaufenden Rhizome wird der Boden ständig bewegt und aufgelockert. Dadurch wird die Verstopfungsgefahr eines solchen nicht rückspülbaren, natürlichen Filters verringert.

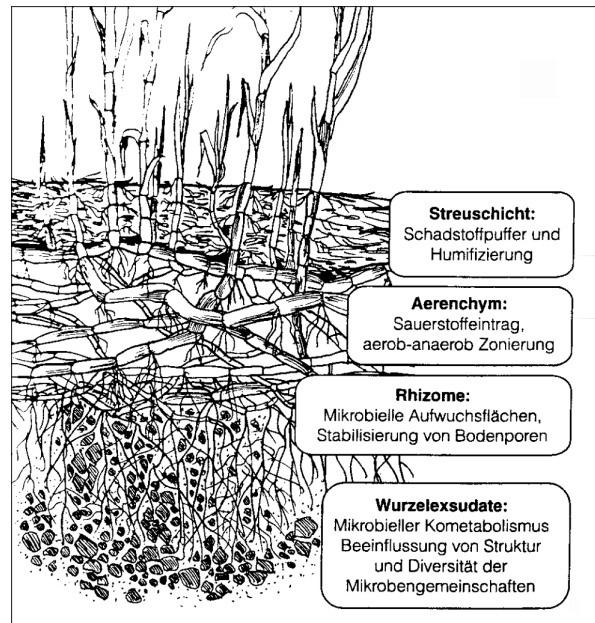


Abb. 5.10: Abbau von organischen Stoffen durch kooperative Leistungen von Mikroben-Pflanzengemeinschaften nach [Höppner et al., 1997]

Tab. 5.6: Wirkungsfaktoren der Abwasserbehandlung in bewachsenen Bodenfiltern

Faktor	Wirkung	Bedeutung
Durchflusszeit (Verweilzeit)	Begrenzt biochemische und physikalische Reaktionen, Dispersion	In der Praxis bei üblicher Dimensionierung (nach Fläche, s.u.) nur bei vertikal durchströmten Filtern entscheidend (erhöhte Fließgeschwindigkeit bei groben Filtermedien)
Filterfläche	Gasaustausch, Pflanzenwuchs, Verdunstung	begrenzt Sauerstoffeintrag durch Diffusion und Pflanzenbestand, Bemessungsgröße für organische und hydraulische Belastung
Filter- bzw. Porenvolumen	Reaktionszeit, Aufwuchsfläche, Adsorptions- und Ionenaustauschkapazität	Volumenfiltration bei größerem Filtermedium, Bemessungsgröße für Adsorptionskapazität
Fließstrecke	Filtration bzw. Sedimentation, Nährstoffgradient	Mindestgröße in Abhängigkeit von Belastung und Filtermedium
Fließrichtung	Sättigung des Bodens	Horizontalströmung meist eingestaut (wassergesättigt), Vertikalströmung meist ungesättigt (drainiert)
Zusammensetzung des Filtermediums	physikalische und chemische Interaktionen mit dem Wasser	Nährstoff(zwischen)speicher ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$), Pufferung Bodenlösung
Kornart- und verteilung des Filtermediums	Porenstruktur, hydraulisch wirksamer Porenraum, Aufwuchsfläche	Reaktionsvolumen, Filtrationseigenschaften, Kolmation, Gasdiffusion
Stoßbeschickung (intermittierend)	<i>Plug-Flow</i> , Luftkonvektion	Wechselnder Wassergehalt in Poren bewirkt konvektiven Luftwechsel, bessere Wasserverteilung auf Vertikalfilteroberfläche
Diskontinuierliche Betriebsweise	periodisch wechselndes Substratangebot, wechselndes Redoxpotential	alternierender Betrieb zur Vermeidung von Kolmation, wechselnde Biozönose durch Autolyse und Zersetzung von Biomasse
Pflanzen (Helophyten)	Stabilisierung des Bodengefüges, mikrobielle Aufwuchsfläche, Kometabolismus durch Wurzelexsudate, Verdunstung	Verbesserung der Hydraulik, Streuschichtbildung und Humifizierung, Isolierung im Winter, Optimierung des Gesamtsystems
Klima	Energiefluss, Wassertemperatur, Reaktionsgeschwindigkeit	Dauer der Vegetationsperiode, Frosteinwirkung im Bodenfilter, Sickerleistung, Stickstoffumsatz, Verdünnung oder Aufsalzung des Abwassers
Abwasserbeschaffenheit	Reaktionsgeschwindigkeit, Kolmation	C/N/P-Verhältnis, CSB/BSB-Verhältnis, Fremdwasseranteil bzw. Substratkonzentration, Schwebstoffgehalt und CSB-Konzentration begrenzt hydraulische Filterbelastung

Insbesondere Schilf ist in der Lage, ein Pflanzenbeet bis an die Sohle mit Rhizomen zu erschließen und zu durchwurzeln. In diesem Wurzelraum (Rhizosphäre) bildet sich in natürlichen Böden eine höhere Besatzdichte und andere Zusammensetzung der Biozönose als im umgebenden Boden. Dabei entstehen besonders enge Wechselbeziehungen zwischen Bodenpilzen und höheren Pflanzen [Scheffer und Schachtschabel, 1998]. [Hofmann, 1992] fand im unteren Horizont eines mit Schilf bewachsenen Klärschlammvererdungsbeetes im Vergleich zum unbewachsenen Beet eine zehn mal so hohe Bakterienkonzentration.

Helophyten wie Schilf besitzen die Eigenschaft, sowohl in anaeroben als auch aeroben Böden zu wurzeln. Grabungen in horizontal durchströmten Pflanzenbeeten zeigen jedoch, dass die Pflanzen tiefere anaerobe Zonen meiden, wenn ihnen nahe der Oberfläche ausreichend belüfteter Boden zur Verfügung steht.

Geht man davon aus, dass ein dichter Pflanzenbewuchs rund 5 g Sauerstoff je Quadratmeter und Tag über die Wurzeln in den Boden einträgt (siehe auch *Kap. 5.2.2.1 Funktionsweise*), so entspricht dies je nach organischer Belastung einem Deckungsanteil zwischen 5 und 15 Prozent. Der restliche Sauerstoffbedarf muss über Diffusion bzw. Konvektion bei schwankenden Wasserspiegeln gedeckt werden. Der diffuse Sauerstoffeintrag liegt nach Abschätzungen von Platzer (1998) bei einem Vertikalbeet in der Größenordnung von 10 bis 30 g O₂ je Quadratmeter und Tag, wenn eine Eindringtiefe von 15 bis 30 cm zugrunde gelegt wird [Platzer, 1998].

Grundsätzlich lassen sich die Faktoren für die Funktion von bewachsenen Bodenfiltern zur Abwasserbehandlung nach *Tab. 5.6* benennen.

5.3.2 Aufbau und Bemessung von bepflanzten Bodenfiltern

In Deutschland liegt der Anwendungsbereich für bepflanzte Bodenfilter in Pflanzenkläranlagen in der Regel bei Anschlussgrößen bis 1.000 E. Der Großteil der vorhandenen bepflanzten Bodenfilter ist den Kleinkläranlagen zuzuordnen, die übrigen den kleinen Kläranlagen [Nowak, 2006].

Bewachsene Bodenfilter können grundsätzlich in die zwei Ausführungsvarianten Vertikal- und Horizontalfilter unterschieden werden.

Die Vorteile des Horizontalfilters liegen in dem kontinuierlichen Durchfluss bei geringem hydraulischen Gefälle. In der Regel muss das Wasser nicht gehoben werden.

Die Dimensionierung von bewachsenen Bodenfiltern hat nach folgenden Prioritäten zu erfolgen:

1. Bestimmung der maximal zul. Belastung zur Vermeidung von Kolmation,
2. Erfüllung der hydraulischen Voraussetzungen,
3. Optimierung des Sauerstoffeintrags,
4. Optimierung der Reinigungsleistung und
5. Optimierung betrieblicher Faktoren.

Für eine weitergehende Reinigung ist die Kombination aus Vertikalfilter – Horizontalfilter sinnvoll.

Eine Pflanzenkläranlage umfasst neben dem bepflanzten Bodenfilter auch sämtliche notwendigen peripheren Einrichtungen einschließlich Vorbehandlung.

5.3.2.1 Vorbehandlung

Zur Vermeidung der Kolmation der Filterflächen sind Bodenfilter mit entschlammtem Wasser zu beschicken, sodass eine Vorklärung erforderlich ist. Hierfür kommen Absetzschächte (Emscher/Mehrkammergruben), Grobfilter (Rotteschacht/Kiesfilterbeet) oder Absetzteiche in Frage. Die Auswahl der geeigneten Vorklärung erfolgt in erster Linie anhand der gewünschten Reinigungsleistung.

Nach [Winter und Goetz, 2002] hat die Art und Konzentration abfiltrierbarer Stoffe (TS) im Zulauf von Bodenfiltern einen Einfluss auf die Kolmation. Sie kommen zu dem Schluss, dass die Konzentration von TS im Zulauf von bewachsenen Bodenfiltern im Mittel 100 mg/l nicht übersteigen sollte. Besonders Partikel > 50 µm können die Poren verblocken.

Da die Dimensionierung der bewachsenen Bodenfilter von der realen Flächenbelastung abhängt, kann durch eine großzügig gestaltete oder besonders effektive Vorklärung der Aufwand für die Errichtung der Bodenfilter verringert werden.

Nach DIN 4261 [DIN, 2010b] sind folgende Mindestvolumen von Mehrkammer-Ausfallgruben einzuhalten:

- mindestens 6 m³ und 1.500 l/EW bis 6 EW oder
- 9 m³ + 750 l/EW über 6 EW oder
- 12 m³ + 500 l/EW über 10 EW.

Absetzteiche haben nach DWA-A 201 [DWA, 2005a] ein Mindestvolumen von 0,5 m³/E. Das Arbeitsblatt DWA-A 262 [DWA, 2006a] empfiehlt eine Mindestteichoberfläche von 1,5 m²/E einzuhalten, um die erforderliche Abscheidung an abfiltrierbaren Stoffen zu gewährleisten. Für Emscherbrunnen gelten folgende Bemessungsempfehlungen:

- Volumen Absetzraum ausgelegt für 2 h Aufenthaltszeit bei maximalem Zufluss, mindestens 75 l/E,
- Schlammraum mindestens 70 l/E.

Das nitrathaltige Ablaufwasser eines vertikal durchströmten bewachsenen Bodenfilters kann zur Denitrifikation in die erste Kammer der Vorklärung zurückgeführt werden. Die Untersuchungen hierzu haben [Rustige und Platzer, 2002] veröffentlicht.

5.3.2.2 Horizontalfilter

Bewachsene Horizontalfilter sind natürlichen, von Grundwasser durchströmten, Schilfbeständen nachempfunden. Im Regelfall tritt das Wasser nicht an die Oberfläche. Nur im unmittelbaren Wurzelbereich und im nicht wassergesättigten Boden ist von einem Sauerstoffeintrag auszugehen. Vorwiegend herrschen im Boden anoxische Zustände. Überwiegend anaerobe Verhältnisse sollten vermieden werden, damit es nicht zu H₂S-Bildung kommt.

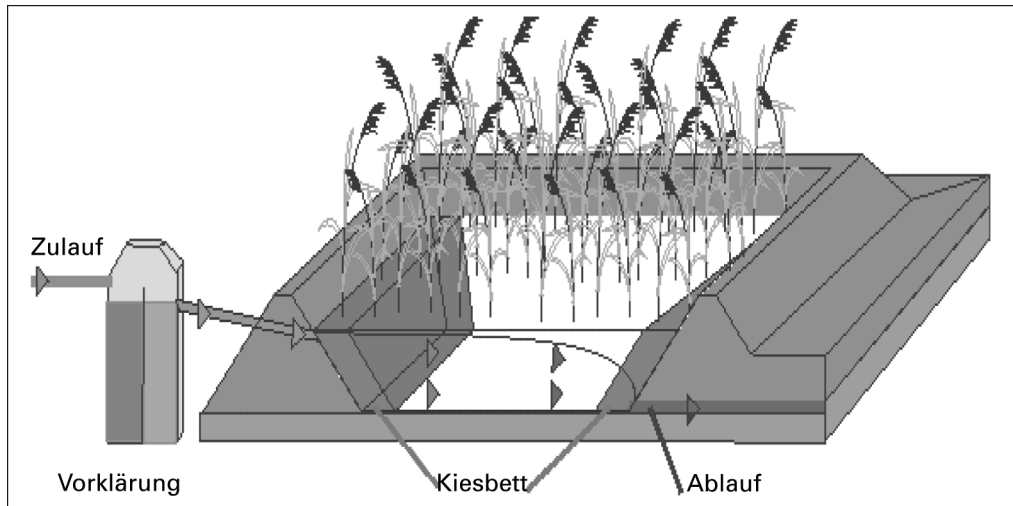


Abb. 5.11: Schnitt Horizontalfilter (F&N Umweltconsult, www.bodenfilter.de)

Bei den Horizontalfiltern wird das Wasser seitlich in den Bodenkörper eingeleitet (vgl. Abb. 5.11). Die Ein- und Auslaufkulisse (Einsickerquerschnitt und Ablaufsammelschicht) besteht aus einem Kieskörper, der zur Verteilung des Wassers auf die Querschnittsfläche dient. Ggf. muss diese ausreichend Lückenvolumen zur Aufnahme von Schwallwassermengen (bei Kleinkläranlagen) aufweisen. Bei frostfreier Gestaltung werden sowohl Beschickungs- als auch Entnahmeleitungen auf Sohlhöhe in die Filter eingeführt.

Als Filtermedium kommt nach Möglichkeit Sand mit runden Körnern und einer stetigen, enggestuften Körnungslinie in Frage ($U < 5$). Die hydraulische Durchlässigkeit sollte bei $k_f \geq 1 \cdot 10^{-4}$ m/s bis $1 \cdot 10^{-3}$ m/s und der wirksame Korndurchmesser in der Regel bei $D_{10} \geq 0,2$ mm bis $D_{10} \leq 0,4$ mm liegen [DWA, 2006a].

Hohe Eisen-, Aluminium- oder Kalziumgehalte im Boden wirken sich positiv auf die Phosphor- und Stickstoffelimination aus. Wegen der endlichen Adsorptionskapazität sollte eine gezielte P-Elimination in nachgeschalteten Sorptionsfiltern mit austauschbaren Filtermedien angeordnet werden.

Für die Bepflanzung hat sich besonders Schilf als geeignet erwiesen. Dieses ist in der Lage, den Bodenfilter bis zur Sohle zu durchwurzeln und setzt sich aufgrund der horizontalen Verbreitung der Rhizome schnell durch. Rohrkolben wird in Konkurrenz vom Schilf zurückgedrängt und erscheint bei hohen Nährstoffbelastungen labil.

Im Gegensatz zu den grob kiesigen Pflanzenbeeten kommt es bei den sandigen bewachsenen Bodenfiltern nicht auf eine möglichst lange Fließstrecke bzw. ein großes Längen-/Seitenverhältnis an. Entscheidend ist die Hydraulik und eine möglichst große Infiltrationsfläche. Aufgrund verschiedener Modellrechnungen kommt [Netter, 1995] zu dem Ergebnis, dass Horizontalbeete mindestens 2 bis 5 mal so breit wie lang sein sollten. Als zweckmäßig haben sich Fließstrecken zwischen 3 und 6 m erwiesen. Die Filterhöhe sollte mindestens 50 cm betragen.

Bemessung

1. Pauschaler Flächenansatz

Die Bemessung von Horizontalfiltern erfolgt überschlägig gemäß Arbeitsblatt A 262 [DWA, 2006a] aufgrund eines pauschalen Flächenansatzes von mindestens 5 Quadratmetern pro Einwohner und einer maximalen hydraulischen Flächenbelastung von 40 mm pro Tag (Trockenwetter). Die CSB-Belastung soll ≤ 16 g CSB je Quadratmeter und Tag betragen.

Beispiel:

- Anlagengröße 500 E,
- spezifische Zulauffracht 120 g CSB/(E·d).

Wie hoch muss die Reinigungsleistung der Vorbehandlung sein, wenn die Mindestfläche zur Bemessung des Horizontalfilters herangezogen wird.

CSB-Schmutzfracht $B_{d, CSB}$:

$$500 \cdot 120 / 1.000 = 60 \text{ kg CSB/d}$$

Zulässige Belastung $B_{d, HF}$

$$500 \cdot 16 \cdot 5 / 1.000 = 40 \text{ kg CSB/d, entspricht}$$

$$40 \cdot 1.000 / 500 = 80 \text{ g CSB/(E·d)}$$

Die erforderliche Reinigungsleistung beträgt;

$$(1 - 80/120) \cdot 100 = 33 \%$$

Dieser Ansatz dient primär der Gewährleistung eines kolmationsfreien Betriebes und kann somit als Mindestgröße (bzw. maximale Flächenbelastung) angesehen werden.

2. Hydraulischer Nachweis

Die erforderliche Querschnittsfläche (d.h. Filtertiefe \times Breite) errechnet sich nach Darcy (Formel 5.3) aus der Fließgeschwindigkeit in horizontaler Richtung und dem hydraulischen Gefälle, definiert als Verhältnis von Fließlänge zur Höhe des durchströmten Bodens:

$$v = k_f \cdot \frac{dH}{dL} \quad (5.3)$$

k_f Durchlässigkeitsbeiwert des Bodens (abgemindert um 1/10 wegen Biomassewachstum)

$$v = \frac{Q}{A_{\text{quer}}} \text{ horizontale Fließgeschwindigkeit}$$

Bei waagerechter Filtersohle (bzw. bei einem geringeren Sohlfälle, als dem hydraulischen Gefälle) verringert sich die durchströmte Querschnittsfläche längs der Fließstrecke stetig (Wasserspiegelgefälle). In diesem Fall muss die halbe Querschnittsfläche (als mittlere Fläche zwischen Zu- und Ablauf) in obige Gleichung eingesetzt werden und es gilt für die Querschnittsfläche am Filtereinlauf:

$$A_E = 2 \cdot \frac{Q_{\text{max}}}{k_f} \cdot \frac{L}{\Delta H} \quad (5.4)$$

- A_E Einlauf-Querschnittsfläche (Höhe Boden \times Breite der Einlaufkulisse bzw. des Beetes)
- Q_{max} Bemessungszufluss
- ΔH Einlaufwasserspiegel – Auslaufwasserspiegel
- L Fließlänge im Sandfilter zwischen Einlauf- und Auslauf Dränage

Da die Querschnittsfläche bzw. der Wasserspiegel am Auslauf nicht Null werden darf, ist von vornherein mit einem Einstau von mindestens 10 cm am Auslauf zu rechnen. Dadurch vermindert sich ΔH in Formel 5.4 um die gewählte Einstauhöhe.

3. Reduktion organischer Inhaltsstoffe

Für den Abbau organischer C-Verbindungen kann mit einer mittleren Reinigungsleistung von rund 85 % bezogen auf den CSB gerechnet werden.

4. Stickstoffumsatz

Die **Stickstoffelimination** aller im deutschsprachigen Raum evaluierten Horizontalfilter > 50 EW lag im Mittel der Anlagen bei 48 Prozent. Der untere Wirkungsgrad (85-percentil) betrug hier nur **14 %** (Flächenbelastung bis etwa 2 g/(m²·d)). Aufgrund der sehr hohen Streuung kann hier für die Stickstoffumsetzungen kein höherer Bemessungswert angegeben werden.

Reine Horizontalfilter können also nicht auf eine weitergehende Stickstoffentfernung bemessen werden.

5. Phosphorretention

Obwohl bepflanzte Bodenfilter nicht auf Phosphorelimination bemessen werden können, besitzen sie aufgrund ihrer Sorptionskapazität ein sehr hohes Leistungspotenzial bei der Retention von Phosphor. Im Laufe der Betriebszeit erschöpft sich jedoch dieses Potenzial und es kommt zu einem Anstieg der Phosphorwerte im Ablauf des Bodenfilters. Soll eine weitergehende Phosphorretention mithilfe von horizontal durchströmten bewachsenen Bodenfiltern erzielt werden, so sind sehr große Flächen (> 10 m²/EW) zu wählen.

Sind Phosphorgrenzwerte einzuhalten, so muss eine separate Anlagenstufe (Sorptionsstufe, Nachfällung) vorgesehen werden.

5.3.2.3 Vertikalfilter

Die besondere Technik der Vertikalfilter besteht in der intermittierenden Betriebsweise. Ziel ist es, das Wasser möglichst schnell auf der Oberfläche des Bepflanzten Bodenfilters zu verteilen. Danach sickert es in den sandigen Boden ein (vgl. Abb. 5.12). Bei der Perkolation durch den ungesättigten Boden erfolgt eine besonders gute Belüftung. In der Regel werden mehrere (2–4) Filter parallel geschaltet, sodass mindestens ein Beet vor der nächsten Beschickung die Porenräume vollständig entwässern kann. Die Filter werden an der Sohle mit Hilfe einer Dränschicht entwässert.

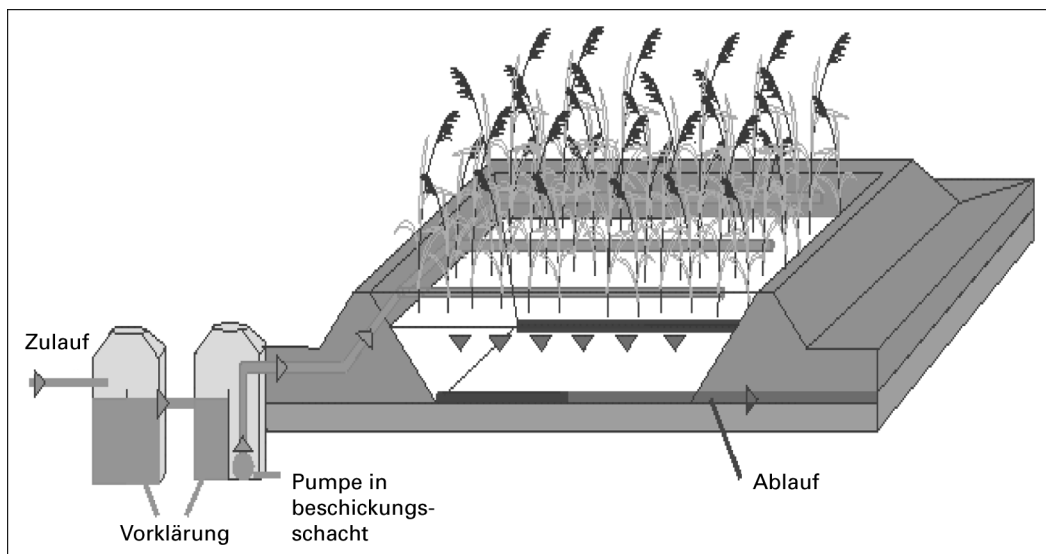


Abb. 5.12: Schnitt Vertikalfilter (Quelle F&N Umweltconsult, www.bodenfilter.de)

Ein mehrstufiger Filteraufbau mit verschiedenen Körnungen hat sich nicht bewährt, da an den Grenzschichten zwischen den Sanden eine hohe Kolmationsgefahr besteht. Für die Auswahl des Filtersandes gelten die gleichen Kriterien wie unter *Kap. 5.3.2.2 Horizontalfilter* beschrieben.

Die Bemessungsempfehlungen nach Arbeitsblatt DWA-A 262 unterscheiden je nach Einsatz als biologische Stufe für Kleinkläranlagen oder für kleine Kläranlagen. Die Bemessung für Kleinkläranlagen erfolgt aufgrund eines pauschalen Flächenansatzes von mindestens 4 m² pro Einwohner bei einer Mindestoberfläche von 16 m² sowie einer maximalen hydraulischen Flächenbelastung von 80 mm pro Tag (Trockenwetter) bzw. 80 l/(m²·d). Die Anforderungen an bepflanzte Bodenfilter als biologische Stufe in kleinen Kläranlagen berücksichtigt zusätzlich die CSB-Flächenbelastung (s.u.).

Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung unterscheiden sich von den Anlagen zur Behandlung von kommunalem Abwasser aus der Trennkanalisation durch die zufällige Beaufschlagung mit sehr unterschiedlichen Wassermengen. Aus diesem Grunde wird zusätzlich ein Retentionsraum auf der Filteroberfläche zur Verfügung gestellt. Damit es nicht zu reduzierenden Verhältnissen und langfristig zur Kolmation kommt, müssen auch größere Wassermengen innerhalb von 48 Stunden abgearbeitet werden. Als Basis für die Dimensionierung ist eine Simulation der Regenabflussspenden erforderlich.

Um in der Praxis eine optimale Aufenthaltszeit des Mischwassers im Bodenfilter einstellen zu können, muss diese Art von Vertikalfiltern immer mit einer Drossel am Auslauf versehen werden.

Bemessung

1. Organische und partikuläre Belastung

Das Arbeitsblatt DWA-A 262 empfiehlt Vertikalfilter als bepflanzte Bodenfilter für die biologische Stufe in kleinen Kläranlagen nicht höher als mit durchschnittlich 20 g CSB/(m²·d) über die Gesamtfläche und 27 g CSB/(m²·d) über die jeweils beschickte Fläche zu belasten.

Daraus folgt

- eine Mindestgesamtfläche von 3,8 m²/E bei einer Zulauffracht von 75 g CSB/(E·d),
- eine Mindestbeschickungsfläche von 2,8 m²/E bei einer Zulauffracht von 75 g CSB/(E·d).

2. Hydraulische Bemessung

Maßgeblich für die maximale hydraulische Belastung ist die ausreichende Sauerstoffversorgung des Bodens. Ist diese gewährleistet, werden gleichzeitig ein optimaler CSB-Abbau und eine weitestgehende Nitrifikation erzielt. Belastungsversuche von [Kayser et al., 2002] haben gezeigt, dass der Sauerstoffbedarf eines nach obigen Kriterien bemessenen Vertikalfilters gedeckt wird, wenn die Beete im Winter nicht mit mehr als 80 mm/d und im Sommer nicht mit mehr als 120 mm/d beschickt werden. Das Arbeitsblatt DWA-A 262 emp-

fehlt entsprechend eine maximale hydraulische Flächenbelastung von 80 l/(m²·d), bei nachgeschalteten biologischen Stufen bei Abwassertemperaturen über 12 °C bis 120 l/(m²·d).

Als weitere Anforderungen werden angegeben:

- Sickerzeit zwischen den Beschickungen ≥ 6 Stunden,
- Beschickungsvolumenstrom ≥ 6 l/(m²·min),
- Beschickungshöhe ≥ 20 l/m².

Die Gesamtbeschickungsmenge des Vertikalfilters berechnet sich bei Rücklauf zu:

$$Q_{\text{ges}} = Q_{\text{zu}} + Q_{\text{zu}} \cdot RV \quad (5.5)$$

$$RV = \frac{Q_{\text{rück}}}{Q_{\text{zu}}} \quad \text{Rücklaufverhältnis}$$

Daraus folgt mit den o.g. Bemessungsansätzen:

Bei einer gewählten Beschickungsfläche von 2,8 m²/E (wobei zum Beispiel drei Viertel der Gesamtfläche in Betrieb und ein Viertel in Ruhepause ist) beträgt die maximale Beschickung bei einer zulässigen Beschickungsmenge von 80 mm/d 224 l/(E·d). Bei einer Zulaufmenge von 100 l/(E·d) muss das Rücklaufverhältnis bei Anwendung einer vorgeschalteten Denitrifikation auf $RV < 2$ beschränkt werden.

3. Reduktion organischer Inhaltsstoffe

Nach Arbeitsblatt DWA-A 262 bemessene Vertikalfilter halten die Mindestanforderungen nach Abwasserordnung, Anhang 1, ein.

4. Stickstoffumsatz

Vertikalfilter zeigen eine hohe **Nitrifikation** wenn die Sauerstoffversorgung und ein kolmationsfreier Betrieb gewährleistet sind. Für die Nitrifikation bei Temperaturen über 12 °C ist mit einem Wirkungsgrad von rd. 85 % bezogen auf TKN zu rechnen.

Durch Rezirkulation des nitrifizierten Abwassers in die Vorklärung kann mit einer Gesamtstickstoffelimination von 50 % bis 70 % gerechnet werden, wenn die Leistung des Vertikalfilters (η_{VF}) mit 20 % angesetzt wird. Rücklaufverhältnisse > 2 bringen keine weitere Verbesserung der Reinigungsergebnisse [Fehr et al., 2002]. Der Gesamtwirkungsgrad der Denitrifikation beträgt:

$$\eta_{\text{DN}} = 1 - \frac{1}{1 + RV} + \eta_{\text{VF}} \quad (5.6)$$

5. Phosphorretention

Vertikalfilter zeigen eine schnelle Erschöpfung der Phosphorretention und sollten deshalb nicht gezielt zur P-Elimination eingesetzt werden. Für gesicherte Ablaufwerte sind den Filtern z.B. Sorptionsfilter nachzuschalten, die mit eisen- oder aluminiumhaltigen Filtermedien befüllt werden. Nach [Rustige und Platzer, 2002] kann bei der Verwendung von Hochofenschlacke bei einem spezifischen Filtervolumen von 1 m³ je EW mit einer Standzeit von rund 3 Jahren gerechnet werden, wenn eine Ablaufkonzentration von 2 mg/l angesetzt wird.



Abb. 5.13: Retentionsbodenfilter Fliesteden, Ertverband
(Foto: Tuttahs & Meyer)

5.3.3 Unbewachsene Bodenfilter

Eine weitere Entwicklung von Kleinkläranlagen liegt in Verfahren, die durch Reduzierung des gereinigten Abwasserabflusses durch Verdunstung und Evaporation sowie durch Nutzung von gereinigtem Abwasser als Brauchwasser die notwendige Einleitung in ein Gewässer drastisch verringern.

Als Beispiel sei hier das System „Launhardt“ genannt. Nach Vorbehandlung in einer Mehrkammer-Absetzgrube wird das Abwasser über einen unbepflanzten, vertikal durchströmten Bodenfilter mit mehrfacher Rezirkulation gereinigt und anschließend in einen Nutzwasserteich geleitet. Im Teich wird eine Staureserve zur Zwischenspeicherung von Regenwasser und Belastungsspitzen vorgehalten. Zusätzlich wird ein Transpirationsgraben um den Teich gezogen, der eine zusätzliche Verdunstung und Evaporation ermöglicht.

Weitere Literatur zu Kapitel 5: [Bahlo, 1997], [Barjenbruch und Brockhaus, 2002], [Kayser et al., 2002], [MUNLV, 2004], [Schwörbel und Selje, 1999].

6 Klärschlammbehandlung im ländlichen Raum

6.1 Einleitung

Die bei der Abwasserreinigung anfallenden Reststoffe werden üblicherweise nach ihrer Herkunft bzw. ihrem Entstehungsprozess unterschieden:

- Rechen- bzw. Siebgut,
- Sandfanggut,
- Öle und Fette,
- Klärschlamm (Primär-, Sekundär- und Tertiärschlamm).

Im Vergleich zu den anderen bei der Abwasserreinigung anfallenden Reststoffen fällt Klärschlamm in wesentlich höheren Mengen an. Die Entsorgung von Klärschlamm hat entsprechend eine große Bedeutung sowohl aus ökologischer wie aus ökonomischer Sicht.

Nach der DWA-Klärschlammhebung 2003 [Durth et al., 2005] ist der Anteil der thermischen Entsorgung bundesweit in den letzten Jahren deutlich gestiegen und liegt 2003 bei 38 %. Die landwirtschaftliche und landbauliche Verwertung ist dagegen von 68 % in 1998 auf 57 % in 2003 zurückgegangen. Nach der Klärschlamm-Statistik des BMU (<http://www.bmu.de>) betrug im Jahr 2010 der Anteil an Klärschlamm, der landwirtschaftlich verwertet wurde, rund 30 %. Im Flächenland Bayern wird der Rückgang der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung deutlich: Im Jahr 1995 wurden noch 56 % des Klärschlammes auf die Felder ausgebracht, 2004 waren es noch 25 % [Göttle, 2006].

Klärschlämme sind in der Vergangenheit immer wieder ins öffentliche Interesse gerückt, sei es durch zunehmende Sensibilität der Verbraucher, die im Zuge der BSE- und MKS⁷-Debatten lieber auf Lebensmittel von mit Klärschlämmen gedüngten Flächen (unabhängig von der realen Gefährdung) verzichten wollen, durch Förderungsmaßnahmen für Landwirte, die auf eine Düngung ihrer Äcker mit Klärschlämmen verzichten sollten, oder durch wissenschaftliche Diskussionen, die im Phosphatgehalt der Klärschlämme eine wichtige Ressource sehen und eine Rückgewinnung dieses (begrenzten) Rohstoffs fordern.

Allen diesen Diskussionen ist gemeinsam, dass auf die Inhaltsstoffe des „Produkts“ Klärschlamm abgezielt wird, die entweder als „Schadstoffe“ und/oder „Wertstoffe“ angesehen werden.

Klärschlämme, insbesondere die im ländlichen Raum anfallenden, sind wesentlich besser als ihr Ruf. Die weitere Reduzierung der Schadstofffrachten, vor allem in Hinblick auf die bisher kaum beachteten organischen Verbindungen (z.B. endokrin wirksame Substanzen, LAS, DEHP, NPE, PFC bzw. PFT und PAK⁸), und die

gezielte Nutzung der Wert gebenden Stickstoff- und Phosphorverbindungen ist aber auch für die nächsten Jahre eine Herausforderung.

6.2 Grundlagen

6.2.1 Schlammarten

Nach ihrem Anfall im Abwasserreinigungsprozess lassen sich 3 Arten von Klärschlamm differenzieren:

- Primärschlamm (Vorklärschlamm),
- Sekundärschlamm (Überschussschlamm oder Festbettschlamm),
- Tertiärschlamm (Fällschlamm).

Primärschlamm entsteht in der mechanisch-physikalischen Reinigungsstufe durch das Abtrennen absetzbarer Stoffe aus dem Abwasser. Als Sekundärschlamm wird der in der biologischen Stufe gebildete Zuwachs an belebtem Schlamm bezeichnet, der als Überschussschlamm aus dem Abwasserreinigungsprozess entfernt wird. Tertiärschlämme fallen bei der dritten Reinigungsstufe (Fällung, Flockung) vor allem als Folge der chemischen Phosphorelimination an.

In der Regel werden Primär-, Sekundär- und Tertiärschlamm in kleinen Kläranlagen vor der weiteren Behandlung zusammengeführt. Rohschlamm ist der Sammelbegriff für alle unbehandelten Schlämme aus der Abwasserreinigung.

Fäkalschlamm ist eine Sammelbezeichnung für Schlämme aus Kleinkläranlagen. Schlamm fällt in Kleinkläranlagen in Mehrkammerabsetzgruben, Mehrkammerausfallgruben und bei der biologischen Reinigung an (Sekundärschlamm). Der Schlamm besteht aus Boden- und Schwimmschlamm.

Außerdem enthält der Fäkalschlamm alle Inhaltsstoffe, die im Haushalt über das Abwasser entsorgt werden, wie Küchenabfälle und Hygieneartikel.

6.2.2 Beschaffenheit

Der mengenmäßig bedeutendste Bestandteil von unbehandelten Klärschlämmen ist mit 93–99 % Wasser. Der Feststoffgehalt im Schlamm wird mit Trockenrückstand (TR) und in % angegeben. Er wird nach mehrstündigem Trocknen einer Schlammprobe bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz bestimmt.

$$TR = \frac{m_T}{m_S} \cdot 100 \% \quad [\%] \quad (6.1)$$

m_T Trockenmasse [g]
 m_S Schlammmasse [g], feuchte Probe

⁷ BSE = Bovine Spongiforme Enzephalopathie, MKS = Maul- und Klauenseuche

⁸ LAS = Lineare Alkylbenzo-Sulfonate (Tenside); DEHP = Di(2-Ethyl-Hexyl)Phthalat (Weichmacher für PVC und Polystyrol; Bestandteil von Parfum, Deodorants,..); NPE = NonylPhenol-Ethoxylate (Phenolharze in Klebstoffen, Lackzusätzen,..); PFC (PFT) = perfluorierte Chemikalien, perfluorierte Tenside (fotografische Beschichtungen, Netzmittel,..); PAK=PAH = Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Tab. 6.1: Schwermetallgehalte im Klärschlamm (aus: [Esch und Loll, 2001]), ergänzt um Erhebung DWA 2003

Jahr	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
mg/kg Klärschlamm m_T							
1982	190	4,1	80	370	48	2,3	1.480
1986/90	113	2,5	62	322	34	2,3	1.045
1992	97	2,2	58	301	32	2,4	1.147
1997	63	1,4	46	274	23	1,0	809
2003	52	1,2	50	316	28	0,8	789
Grenzwerte AbfKlärV	900	5/10	900	800	200	8	2.000/2.500

Tab. 6.2: Mittlere Nährstoffgehalte im Klärschlamm, Erhebung DWA 2003 [Durth et al., 2005] in g/kg m_T

Jahr	Stickstoff N	Phosphor P_2O_5	Kalium K_2O	Magnesium MgO	Calcium CaO
2003	35	55	4	9,7	103

Ein anderer Parameter zur Quantifizierung von Feststoffen ist der Trockensubstanzgehalt TS_R . Er wird hauptsächlich für Abwasser und belebten Schlamm verwendet. Zur TS_R -Bestimmung wird die Probe zunächst filtriert und anschließend der Filtrückstand getrocknet. Der Trockensubstanzgehalt wird in g/l bzw. kg/m^3 angegeben. Die Umrechnung in Prozent ergibt für Klärschlamm mit einer Dichte von $1.000 kg/m^3$ (entspricht 1.000 g/l): $TS_R = 10 g/l$ entspricht $TR = 1 \%$. Bei hohen Feststoffgehalten hat sich die TR-Bestimmung durchgesetzt.

Mit dem Glühverlust (GV) wird der Anteil an organischer Substanz im Schlamm ermittelt. Er wird als Gewichtsverlust bestimmt, der sich durch Glühen der Schlammtrockenmasse bei $550^\circ C$ bis zur Gewichtskonstanz einstellt.

$$GV = \frac{m_T - m_G}{m_T} \cdot 100 \% \quad [\%] \quad (6.2)$$

m_T Trockenmasse [g]
 m_G Masse der geglühten Trockensubstanz [g]

Der Glühverlust wird in der Regel mit dem organischen Trockenrückstand (oTR) gleichgesetzt. Da beim Glühen u.a. auch chemisch gebundenes Wasser entweicht, sind GV und oTR nicht absolut gleich, die Unterschiede sind jedoch gering.

Über die Belastungen von Klärschlämmen mit Schwermetallen liegen umfassende Angaben vor. In den letzten Jahren haben sich daneben auch die Erkenntnisse über die Belastungen von Klärschlämmen durch organische Schadstoffe erheblich verbessert. Für beide Schadstoffkategorien gilt, dass die in den stofflich verwerteten Klärschlämmen ermittelten durchschnittlichen Schadstoffgehalte in den letzten Jahren abgenommen haben – zum Teil sogar deutlich [Esch und Loll, 2001]. Der ansteigende Kupfergehalt ist vermutlich auf den Einsatz von Kupfermaterialien in der Sanitärinstallation und durch Straßenabrieb (Bremsbeläge) zurückzuführen [Barjenbruch, 2002]. Eine weitere Ursache liegt in der Mitbehandlung von Regenwasser von Dachflächen, bei deren Konstruktion oft Kupfer und Zink eingesetzt werden.

Die Nährstoffgehalte nach DWA-Erhebung 2003 sind in Tab. 6.2 zusammengestellt. Für den Kalkgehalt ergibt sich eine große Bandbreite, die von der Zugabe von Kalk in der Schlammbehandlung abhängt.

6.2.3 Schlammfall

Vereinfacht kann für kleine Kläranlagen nach den DWA-Arbeitsblättern A 222 [DWA, 2011a], A 226 [DWA, 2009a] und A 281 (2001) [ATV-DVWK, 2001d] von folgender täglicher Überschussschlammproduktion ausgegangen werden:

- für Tropfkörper, Rotationstauchkörper, Festbettanlagen und Wirbelbettanlagen 0,03 kg TS pro angeschlossenen Einwohner (entsprechend 0,75 kg TS pro kg eliminiertem BSB_5),
- für Schlamm aus Vorklärbecken bei Tropfkörper-/Tauchkörper-/Festbettanlagen ca. 0,03 kg TS pro angeschlossenen Einwohner,
- für Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Stabilisierung, SBR und Kombinationsanlagen 0,06 kg TS pro angeschlossenen Einwohner (entsprechend 1,0 kg TS pro kg zugeführtem BSB_5).

Damit ergeben sich die in Tab. 6.3 zusammengefassten Schlammengen.

Bei Fällung mit Eisensalz oder Aluminiumsalz für eine gezielte P-Elimination kann überschlägig eine Fällschlammmenge von rd. 10 % von \dot{U}_{BSB} (Eisensalz) bzw. 8 % von \dot{U}_{BSB} (Aluminiumsalz) angesetzt werden:

Für Fäkalschlämme kann im Durchschnitt ein Schlammfall von $1,0 m^3/(E \cdot a)$ angenommen werden.

Weitere Angaben zum Schlammfall können der Schlammliste [Imhoff und Imhoff, 2007] oder dem ATV-DVWK Merkblatt M 368 [ATV-DVWK, 2003b] entnommen werden.

Wird eine Kläranlage bereits seit mehreren Jahren betrieben und soll die Schlammbehandlung erweitert werden, ist zusätzlich auf vorhandene Messwerte der Kläranlage und die Erfahrungen des Klärwerkspersonals zurückzugreifen.

Tab. 6.3: spezifischer Schlammanfall in kleinen Kläranlagen

Art und Herkunft des Schlammes	Feststoffanfall (TS-Fracht) [g/(E·d)]	TR [%]	Schlammmenge [l/(E·d)]
Primärschlamm aus der Vorklärung, eingedickt	30	5,0	0,6
Überschussschlamm aus Tropfkörper-/Tauchkörper-/Festbetтанlagen, nicht eingedickt	30	1,0	3,0
Überschussschlamm aus Tropfkörper-/Tauchkörper-/Festbetтанlagen, eingedickt	30	2,5	1,2
aerob stabilisierter Schlamm, eingedickt	60	2,5	2,4

Folgende Prüfgrößen bieten sich an:

- tägliche Überschussschlammmenge, die aus der Nachklärung abgezogen wird (Menge in m³ und TR in %),
- Menge Nassschlamm, die aus einem Stapelbehälter für die landwirtschaftliche Verwertung oder für eine maschinelle Entwässerung abgezogen wird (Menge in m³ und TR in %),
- TR-Gehalt des Nassschlammes, Nassschlammdurchsatz (m³/h) sowie Laufzeit einer mechanischen Entwässerung (z.B. Siebbandpresse) und
- Verwertungsmengen, z.B. Nassschlammmenge (s.o.) oder Menge des entwässerten Klärschlammes (Menge in m³ und TR in %), Überprüfung z.B. anhand von Lieferscheinen oder Abrechnungen der Landwirtschaftskammer.

6.3 Schlammbehandlung

6.3.1 Stabilisierungsverfahren

Die Schlammstabilisierung bezeichnet ein Verfahren der Schlammbehandlung besonders zur weitergehenden Verringerung von Geruch bildenden Inhaltsstoffen und organischen Schlammfeststoffen. Erwünschte Nebenziele sind Verbesserung der Entwässerbarkeit und die Verminderung der Krankheitserreger.

Stabilisierter Schlamm ist „Schlamm, der so behandelt wurde, dass mindestens eines der beiden Hauptziele der Schlammstabilisierung erreicht wird“ [ATV, 1994]. Man unterscheidet:

- aerob stabilisierten Schlamm,
- anaerob stabilisierten Schlamm (Faulschlamm),
- chemisch stabilisierten Schlamm und
- thermisch stabilisierten Schlamm.

Nachfolgend sind die biologischen Verfahren zur Klärschlammstabilisierung systematisch dargestellt:

Eine Unterscheidung der Stabilisierungsverfahren erfolgt über die Betriebstemperatur (psychrophil, mesophil, thermophil) und über die Art der Stoffwechselprozesse (unter aeroben oder anaeroben Bedingungen). Die verschiedenen Betriebstemperaturen lassen sich wie folgt charakterisieren (ATV-DVWK M 368 [ATV-DVWK, 2003b]):

- *psychrophil*: Verfahrensbedingung für Organismen, die bei Temperaturen unter 30 °C aktiv sind (Normaltemperaturbedingungen),
- *mesophil*: Verfahrensbedingung für Organismen, die bei Temperaturen zwischen 30 °C und 40 °C aktiv sind,
- *thermophil*: Verfahrensbedingung für Organismen, die bei Temperaturen zwischen 45 °C und 80 °C aktiv sind. Das Temperaturoptimum liegt zwischen 55 °C und 65 °C.

Stabilisierungsprozesse sind wie alle biochemischen Prozesse temperaturabhängig, d.h. die Umsatzgeschwindigkeit erhöht sich mit steigender Temperatur. Thermophile Verfahren benötigen daher geringere Reaktionsvolumina als mesophile oder psychrophile Prozesse.

In kleinen Kläranlagen sind vor allem Verfahren unter Normaltemperaturbedingungen von Bedeutung.

Die simultane aerobe Stabilisierung wird für Anlagen unter 5.000 E (ATV-DVWK M 368 [ATV-DVWK, 2003b]) empfohlen. Die aerobe Stabilisierung des Schlammes wird durch eine Langzeitbelüftung in der biologischen Stufe mit niedriger Schlammbelastung (≤ 0,05 kg/(kg·d); Schlammalter 20 bis 25 Tage) erreicht.

Tab. 6.4: Schematische Untergliederung biologischer Stabilisierungsverfahren (Riegler, 1981, in [ATV, 1994])

Betriebstemperatur		Aerobe Verfahren			Anaerobe Verfahren		
		psychrophil	mesophil	thermophil	psychrophil	mesophil	thermophil
Bauliche Ausführung	mit der Abwasserreinigung	simultan im Belebungsbecken	–	–	Baulich vereint mit Absetzbecken (Emscherbrunnen) u.ä.	–	–
	getrennt von der Abwasserreinigung	Behälter ohne Wärmeisolation	wärmeisolierter Behälter		offene oder geschlossene Behälter	geschlossener, beheizter Behälter	

Tab. 6.5: Erforderlicher Stabilisierungsgrad in Abhängigkeit von der Schlammentsorgung (nach ATV-DVWK M 368, [ATV-DVWK, 2003b])

Verwertungs- bzw. Beseitigungsziel	Erforderlicher Stabilisierungsgrad
Verwertung im Landbau/in der Landwirtschaft in flüssigem Zustand	vollstabilisiert ¹⁾
Verwertung im Landbau/in der Landwirtschaft sowie im Landschaftsbau und in der Rekultivierung in entwässertem Zustand	vollstabilisiert ¹⁾ für die Landwirtschaft; sonst bedingt stabilisiert bis vollstabilisiert ²⁾
Flüssigschlammzwischenlagerung in Schlammteichen	bedingt stabilisiert ²⁾
Ablagerung nach Veraschung o.ä.	Stabilisierung nicht zwingend erforderlich
Ablagerung nach mechanisch-biologischer Behandlung	Stabilisierung nicht zwingend erforderlich

¹⁾ Erreichen der technischen Stabilisierungsgrenze

²⁾ gem. ATV-DVWK-A 131 [ATV-DVWK, 2000b]

Durch eine simultane aerobe Schlammstabilisierung wird das erforderliche Belegungsvolumens für die Abwasserreinigung vergrößert. Aus diesem Grund kann es bei begrenzter Belebungsbeckenkapazität sinnvoll sein, eine **separate aerobe Schlammstabilisierung** zu betreiben. Der teilstabilisierte Überschussschlamm wird dann getrennt von der Abwasserreinigung im Belebungsbecken mehrere Tage in einem separaten Becken ausreichend belüftet und durchmischt.

Aerob stabilisierter Schlamm dickt im Vergleich zu Faulschlamm schlechter ein.

Die aerob thermophile Stabilisierung (ATS) stellt ein Sonderverfahren der aeroben Stabilisierung dar, bei dem durch Sauerstoffzufuhr in einem wärmeisolierten Schlamm Speicher eine Selbsterhitzung und rasche Umsetzung der organischen Stoffe stattfindet. Durch die Erhitzung auf Temperaturen um 60 °C findet gleichzeitig eine Hygienisierung des Klärschlammes statt. Weiterer Vorteil sind die benötigten kleineren Speichervolumina, da durch die Temperaturerhöhung die Stabilisierungsprozesse beschleunigt ablaufen. Nachteilig sind die erhöhten Betriebs- und Wartungskosten.

Emscherbrunnen werden noch heute auf kleinen Kläranlagen zur Vorklärung des Abwassers eingesetzt. Bei ausreichend dimensioniertem Absetzraum wird Primärschlamm psychrophil (also in einem Temperaturbereich von ca. 15–20 °C) anaerob stabilisiert.

Ab ca. 15.000 EW wird in der Regel die anaerobe **mesophile Stabilisierung** angewendet. Die Investition in einen Schlammfaulbehälter rechnet sich in dieser Größenordnung gegenüber den Investitionsaufwendungen für größere Belebungsbecken oder ATS. Die Klärschlammmenge wird aufgrund des höheren Abbaus organischer Trockenmasse verringert. Zusätzlich entsteht Klärgas, das zu 60–70 Vol.-% aus Methan besteht (Kohlendioxid ca. 26–36 Vol.-%, geringe Mengen Stickstoff, Wasserstoff, Sauerstoff und Schwefelwasserstoff). Faulgas hat einen hohen Heizwert und kann in Blockheizkraftwerken Energie bringend verbrannt werden. Für die Aufrechterhaltung der Betriebstemperatur der mesophilen Faulung von 30–38 °C wird Wärmenergie benötigt, die durch einen Teil des entstandenen Gases zur Verfügung gestellt wird. Eine positive Energiebilanz ist gegeben, wenn mehr Gas entsteht, als für Heizzwecke benötigt wird. Eine Zusatzheizung ist vorzusehen, Anforderungen an Art und Umfang der Schlammbehandlung werden maßgebend durch Vorgaben der Schlammentsorgung bestimmt. Art und Um-

fang/Grad der Stabilisierung sind daher auf den jeweiligen Entsorgungspfad auszurichten [ATV, 1994].

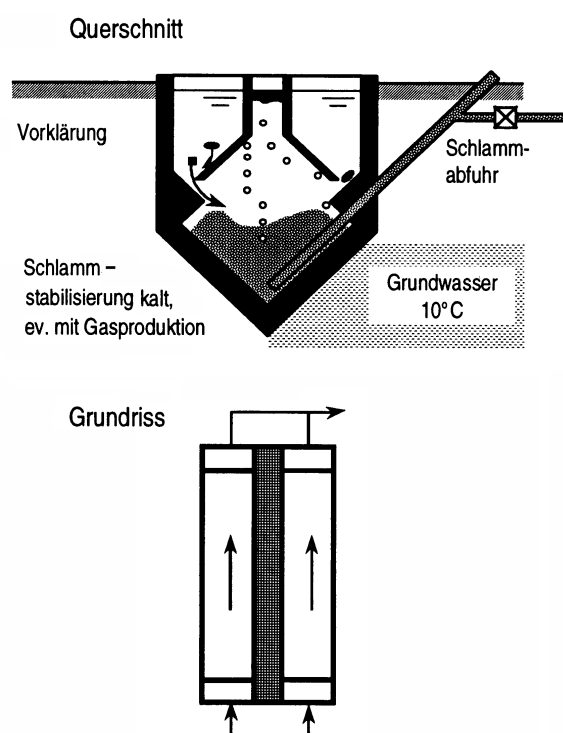


Abb. 6.1: Prinzipische Skizze des Emscherbrunnens [Gujer, 1999]

6.3.2 Fäkalschlämme

Der in Kleinkläranlagen anfallende Schlamm muss in der Verantwortung der Gemeinden entsorgt werden. Unter bestimmten Voraussetzungen dürfen landwirtschaftliche Betriebe ihren Schlamm aus einer Kleinkläranlage auf betriebseigene Flächen ausbringen (Klärschlammverordnung [AbfKlärV, 2009], § 3(8)).

Nach DIN 4261 Teil 1 (2010) ist der Schlamm nach Bedarf zu entsorgen [DIN, 2010b]. „Eine Schlammnahme hat nach Feststellung von 50 % Füllung des gesamten Nutzvolumens mit Schlamm (Boden- und Schwimmschlamm) zu erfolgen. Einkammer- und Mehrkammer-Absetzgruben sind vollständig zu entleeren.“ Die Höhe des Schlammspiegels ist bei jeder Wartung zu messen. Der Abschluss eines Wartungsvertrages ist erforderlich. Fäkalschlamm unterliegt den Bestimmungen der Klärschlammverordnung § 2(2).

Tab. 6.6: Zusammensetzung von Fäkalschlamm (DWA A 280, [DWA, 2006d])

	Kurzzeichen	Einheit	Mittelwert	Schwankungsbereich
Schlammfall	–	m ³ /(E·a)	1,0	0,3–2
Wassergehalt	–	%	98,5	95–99,5
Organischer Anteil der Trockensubstanz	TR _{org, Fäka}	%	70	60–75
Absetzbare Stoffe	–	ml/l	250	100–1.000
BSB ₅ (homogenisiert)	C _{BSB5, Fäka}	mg/l	5.000	1.000–20.000
BSB ₅ (sedimentiert)	C _{BSB5, Fäka, sed}	mg/l	2.000	500–5.000
CSB (homogenisiert)	C _{CSB, Fäka}	mg/l	15.000	2.000–60.000
CSB (sedimentiert)	C _{CSB, Fäka, sed}	mg/l	5.000	1.000–15.000
TKN (homogenisiert)	C _{TKN, Fäka}	mg/l	500	200–1.200
TKN (sedimentiert)	C _{TKN, Fäka, sed}	mg/l	300	100–600
Gesamtposphor (homogenisiert)	C _{P, Fäka}	mg/l	150	50–400
Gesamtposphor (sedimentiert)	C _{P, Fäka, sed}	mg/l	50	10–200
pH	–	–	7	6,0–8,0

Die Entnahme der Fäkalschlämme aus den Absetzgruben erfolgt zumeist über Saugwagen durch entsprechende Fachfirmen.

Der entnommene Fäkalschlamm wird in der Regel in einer kommunalen Kläranlage behandelt. Nach dem Arbeitsblatt DWA-A 280 [DWA, 2006d] sollten die Kläranlagen eine Ausbaugröße von mindestens 10.000 E haben, in Sonderfällen bei entsprechend ausgerüsteten Belebungsanlagen von 5.000 bis 10.000 E. Um negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Kläranlagen zu vermeiden, sind folgende Nachweise zu führen:

- Nachweis der biologischen Stufe, z.B. der Belebungsbeckenreserve (einschl. der Belüftungseinrichtung) mit Einhaltung des Bemessungsschlammalters,
- Nachweis der Einrichtungen zur Schlammbehandlung, z.B. der Faulbehälterreserve,
- Nachweis der Stickstoff-/Kohlenstoffverhältnisse in Verbindung mit einer erforderlichen Denitrifikation,
- Nachweis der CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage durch eine Mischungsrechnung, da der Fäkalschlamm einen hohen Anteil Inert-CSB enthält, der in der biologischen Stufe nicht abgebaut werden kann. Zur Abschätzung wird eine Konzentration von 500 mg/l Inert-CSB im Fäkalschlamm empfohlen.

Bemessungs-Nomogramme finden sich im DWA Arbeitsblatt A 280.

Fäkalschlämme können grundsätzlich an zwei verschiedenen Stellen der kommunalen Kläranlage zugegeben werden:

1. Zugabe der Fäkalschlämme in den Abwasserstrom. Ist keine Fäkalschlamm-Annahmestation mit eigener Rechenanlage und Sandfang vorgesehen, ist der Fäkalschlamm vor der mechanischen Reinigungsstufe der Kläranlage einzubringen.

2. Zugabe der Fäkalschlämme in den Schlammstrom und somit Zuführung beispielsweise in den Faulbehälter. Hier ist grundsätzlich ein Rechen und Sandfang zwischenzuschalten.

Für die Quantität und Qualität der anfallenden Fäkalschlämme kann nach dem Arbeitsblatt DWA-A 280 von den in Tab. 6.6 gelisteten durchschnittlichen Parametern ausgegangen werden, wenn eine regelmäßige Entleerung bzw. Entschlammung erfolgt.

6.3.3 Schlamm- und Schlammwasserspeicherung

Das erforderliche Speichervolumen richtet sich nach den Entsorgungsmöglichkeiten für den Klärschlamm. Es sollten folgende Stapelzeiten vorgehalten werden:

- bei ganzjährig gesicherter Abfuhr ≥ 1 Monat,
- bei landwirtschaftlicher Verwertung zur Überbrückung einer Vegetationsperiode oder des Winters ≥ 6 Monate.

Bei kleinen Kläranlagen mit Anschlüssen bis 1.000 E sollte das Mindestspeichervolumen 100 l/E betragen, im unteren Anschlussbereich 300 l/E. Der Schlammstapelraum kann als getrennter Behälter bereitgestellt oder z.B. in einem Emscherbrunnen mit der Vorklärung kombiniert werden. Das Mindestvolumen einschließlich Vorklärung liegt bei 375 l/E [DWA, 2011a].

Während der Schlammspeicherung dickt der Schlamm durch Schwerkrafteinwirkung noch nach. Wird der Schlamm in einem separaten Speicher gesammelt, muss daher die Zugabe von Trübwasser zurück in den Abwasserstrom dosiert erfolgen. Das kann durch quasikontinuierliche hydraulische Verdrängung des Trübwassers durch regelmäßige Zugabe des Überschussschlammes in den voll gefüllten Schlamm-silo erfolgen. Eine weitere Möglichkeit ist ein ausreichend großer Trübwasserspeicher.

Bei einer Entwässerung des Schlammes mit Einsatz von mobilen Entwässerungsaggregaten ist auf eine ausreichend große Kapazität zur Trübwasserspeicherung

zu achten. In diesem Zusammenhang kann es zweckmäßig sein, das Schlamm Speichervolumen auf mehrere Einheiten zu verteilen, die flexibel sowohl zur Speicherung von Schlamm als auch von Schlammwasser genutzt werden können. Erfolgt die Entwässerung in großen Abständen, fällt schlagartig viel Schlammwasser an, das nicht unmittelbar in der Belebungsstufe behandelt werden kann. Vor allem die Ammoniumfracht und der inerte CSB sind bei einer Überprüfung der Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe zu berücksichtigen.

Entwässerte Schlämme können zwischengelagert werden. Zu beachten ist hierbei die Deponieverordnung, die den Begriff Langzeitlager regelt. Bei einer anschließenden Beseitigung ist eine Lagerzeit von maximal einem Jahr, bei anschließender Verwertung eine Lagerzeit von 3 Jahren zulässig.

6.3.4 Entsorgungswege

6.3.4.1 Entsorgungsoptionen

Während die Behandlung von Abwasser und Klärschlämmen auf den Kläranlagen dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sowie den einzelnen Länderwassergesetzen unterliegt, wird die Entsorgung von Klärschlämmen, sowie diese die Abwasserreinigungsanlage verlassen, dem Abfallrecht zugeordnet. Im bundesdeutschen Recht unterliegen die Abfälle dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) sowie dessen untergesetzlichen Regelwerken. Es gilt der Grundsatz, Maßnahmen der Vermeidung und Abfallbewirtschaftung nach folgender Rangfolge in der Abfallhierarchie durchzuführen. Vermeiden, Vorbereitung zur Wiederverwendung, Recycling, sonstige Verwertung, insbesondere energetische Verwertung und Verfüllung, Beseitigung.

Die Verwertung beinhaltet zum einen die stoffliche Verwertung, zum anderen die energetische Verwertung.

Für die **stoffliche Verwertung** (Verwertung auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen, Landschaftsbau, Rekultivierung...) gelten die Bestimmungen:

- des Kreislaufwirtschaftsgesetzes,
- der Abfall-Klärschlammverordnung,
- des Düngegesetzes, der Düngeverordnung,
- des Bundesbodenschutzgesetzes, der Bundesbodenschutzverordnung und
- der EU-Klärschlammrichtlinie.

Für die Verbrennung (**energetische Verwertung**) gelten:

- die 17. BImSchV (Abfallverbrennungsverordnung) und
- die EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen (ab 7.1.2014 aufgehoben durch die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen).

Nach der Deponieverordnung (DepV) dürfen Abfälle mit hohen organischen Anteilen (Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlämme und andere) nicht deponiert werden. Infolge dieser Anforderungen sind Klärschlämme vor einer Deponierung zu behandeln (mechanisch-biologisch, thermisch). Die Rest-

stoffe mit niedrigem organischen Anteil können anschließend deponiert werden, wenn eine weitere Verwertung nicht möglich oder sinnvoll ist.

6.3.4.2 Wasserabtrennung

Schlämme fallen auf Kläranlagen mit Wassergehalten zwischen 96 % und 99,5 % an. Um den nachfolgenden Behandlungsstufen optimale Betriebsbedingungen zu liefern ist eine Reduzierung des Wassergehalts im Klärschlamm erforderlich. Der Grad der Wasserabtrennung richtet sich nach den Entsorgungsoptionen für den Klärschlamm. Folgende Entwässerungsgrade in Abhängigkeit vom Entsorgungsweg sind erforderlich:

Tab. 6.7: Entwässerungsgrade in Abhängigkeit von der Klärschlamm Entsorgung (nach [Wbbau, 2009a], [Hiller, 2006])

Entsorgungsweg	Optionen	TR [%]
Verwertung in der Landwirtschaft	Nassschlamm	3–10
	Minimierung Transportaufwand	20–25
	Zwischenlagerung	30
Verwertung im Landschaftsbau	Streifähiges Produkt	70
Thermische Verwertung	Monoklärschlammverbrennungsanlagen	ab 55
	Mitverbrennung in Kraftwerken	90
	Verbrennung in Zementwerken	95

6.4 Technische Verfahren zur Wasserabtrennung

Die Verfahren zur Wasserabtrennung werden differenziert nach:

- Eindickung, bis ca. 10 % TR
- Entwässerung, bis ca. 45 % TR
- Trocknung, bis ca. 95 % TR.

6.4.1 Statische Eindickung

Für die statische Eindickung wird das Sedimentationsverhalten des Nassschlammes ausgenutzt. Da die Schlammteilchen/Schlammflocken eine höhere Dichte als das sie umgebende Wasser besitzen, sinken sie zu Boden und verdrängen das freie Schlammwasser.

Bei gut absetzbaren Schlämmen bilden sich so nach kurzer Zeit Klarwasserzonen über dem abgesetzten Schlamm. Je nach Größe der Eindicker und Absetzbarkeit des Schlammes lassen sich TR-Gehalte bis zu 5,0 % erzielen. In kleinen Kläranlagen werden in der Regel Schlammilos eingesetzt, die sowohl zur Speicherung von Klärschlamm als auch zur Eindickung genutzt werden.

Zur Verbesserung der Sedimentation und zur Vermeidung von Verfestigungen werden langsam laufende Rührwerke (z.B. Krählwerke) in den Eindickern installiert. Die Umwälzeinrichtungen sollten eine Leistungsdichte von 30 W/m³ bis 70 W/m³ aufweisen.

Das Schlammwasser (Trübwasser) wird aus den Eindickern über Überlaufkanten oder schwimmende Abzugseinrichtungen entfernt. Aufgrund der hohen Belastung des Trübwassers sollte eine Möglichkeit zur gezielten Zugabe des Schlammwassers in Zeiten niedriger Belastung der Kläranlage vorgesehen werden, um Frachtspitzen zu vermeiden und eine möglichst gleichmäßige Auslastung der Kläranlage zu erzielen.

Eindicker weisen einen trichterförmigen Boden auf. In der Mitte befindet sich die Abzugsspitze, an der eine Saugleitung angeschlossen ist. Aus dieser wird der eingedickte Nassschlamm abgezogen und der weiteren Schlammbehandlung zugeführt.

Die Effektivität der statischen Eindickung wird an folgendem Beispiel erläutert:

Bei einer Eindickung des Nassschlammes von 1,0 % TR auf 5,0 % TR ergeben sich folgende Volumenströme:

- 10 kg Trockensubstanz entsprechen bei einem TR-Gehalt von 1,0 % = 1.000 l Nassschlamm und
- 10 kg Trockensubstanz entsprechen bei 5,0 % TR = 200 l Nassschlamm.

Das zu behandelnde Schlammvolumen wird von 1.000 l auf 200 l reduziert bei gleicher Menge an Feststoff. Im Gegenzug fallen 800 l Trübwasser an, das wieder in den zu behandelnden Abwasserstrom zurückgeführt werden muss.

Durch aufsteigende Gasblasen (z.B. durch Denitrifikationsvorgänge) kann sich auf der Wasseroberfläche Schwimmschlamm bilden. Dieser stört erheblich den Abzug des Schlammwassers und wirkt sich negativ auf die Qualität des Schlammwassers aus. Daher sollten grundsätzlich entsprechende Abzugseinrichtungen für Schwimmschlamm vorgesehen werden.

6.4.2 Maschinelle Eindickung

Für die maschinelle Eindickung von Nassschlamm stehen Aggregate wie Filtersiebtrommeln und Zentrifugen zur Verfügung. In lang gestreckten rotierenden Siebtrommeln erfolgt die Trennung des Filtrats von den Feststoffen. Es lassen sich TR-Gehalte von 5,0 % bis 10,0 % erzielen.

Zur Sicherstellung eines entsprechenden Eindickergebnisses ist oft die Zugabe von Flockungshilfsmitteln erforderlich. Wegen des hohen finanziellen Aufwands für Betrieb und Instandhaltung dieser Aggregate finden sie auf kleineren Kläranlagen so gut wie keine Anwendung.

6.4.3 Schlammentwässerung

Besteht keine Möglichkeit, den Schlamm auf einer großen Kläranlage weiterbehandeln zu lassen, können bei einem erforderlichen geringen Wassergehalt für kleine Kläranlagen mobile Entwässerungsaggregate eingesetzt werden. Für das bei der maschinellen Entwässerung anfallende Trübwasser ist ein Zwischenspeicher vorzusehen.

Bei Bandfilterpressen wird der zuvor über zumeist mit Polymeren konditionierte Nassschlamm zwischen zwei umlaufenden Siebbändern ausgepresst. Die zu erzielenden TR-Gehalte betragen zwischen 20 und 30 %. Zunächst kommt der geflockte Schlamm in die Vorentwässerungszone. Dort erfolgt eine erste statische Eindickung. Der eingedickte Schlamm (Schlammkuchen) wird anschließend zwischen zwei Bändern (Pressbereich) ausgepresst. Die Rollen werden im Durchmesser kleiner, so dass der Pressdruck im Laufe des Entwässerungsprozesses steigt. Am Ende wird der Schlammkuchen abgestreift. Der spezifische Energieverbrauch liegt bei rd. 0,5 kWh/m³.

Die Zentrifugen bestehen aus länglichen geschlossenen Trommeln, in denen der Schlamm unter hohen Drehzahlen durch die Schwerkraft getrennt wird. Innerhalb der Siebtrommeln bilden sich Schichtungen entsprechend der spezifischen Gewichte der Schlamminhaltstoffe aus.

So befinden sich im äußeren Bereich die schweren mineralischen Schlammanteile. Anschließend folgen die leichteren organischen Stoffe und innen das Schlammwasser.

Je nach Beschaffenheit des eingesetzten Klärschlammes lassen sich TR-Gehalte bis rd. 30 % erzielen. Ein Nachteil dieses Verfahrens ist der hohe Energieaufwand, der bei 1,8 bis 2,0 kWh/m³ liegt.

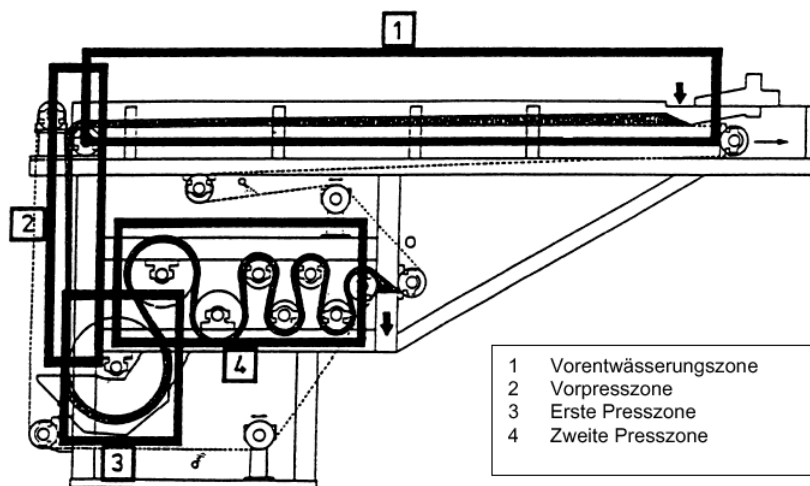


Abb. 6.2: Siebbandpresse [ATV-DVWK, 2000d]

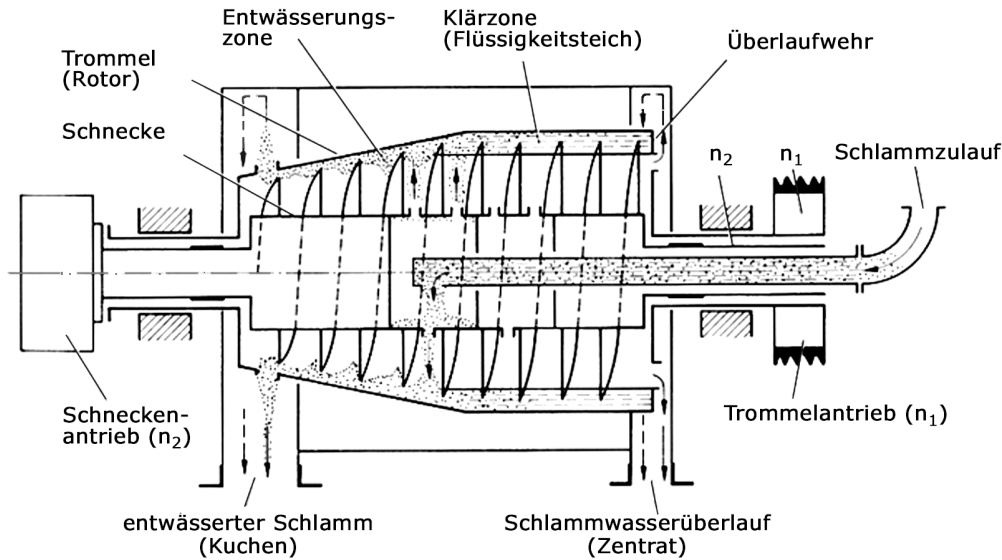


Abb. 6.3: Zentrifuge [ATV-DVWK, 2000d]

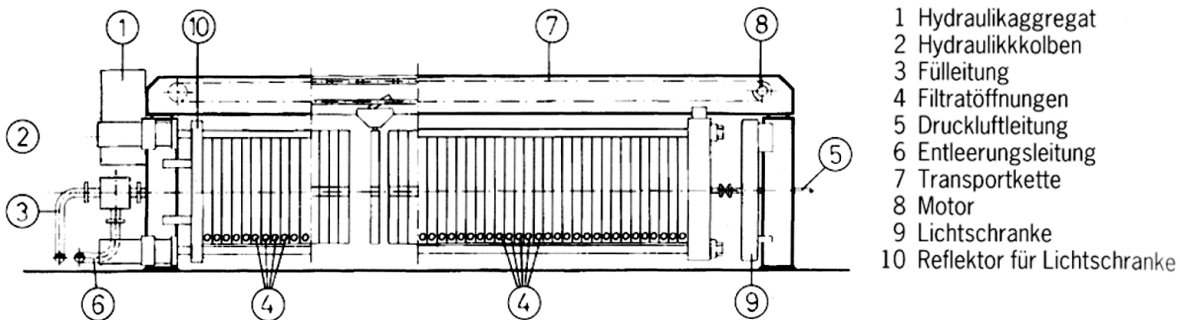


Abb. 6.4: Kammerfilterpresse [ATV-DVWK, 2000d]

Kammerfilterpressen sind maschinelle Entwässerungsaggregate mit Entwässerungsleistungen bis 40 % Trockenrückstand. Die Aggregate bestehen aus mehreren hintereinander geschalteten Platten, die mit Filtertüchern bespannt sind. Die Platten werden hydraulisch unter hohem Druck zusammen gepresst und es entstehen durch die Profilierung der Oberflächen Hohlräume zwischen den einzelnen Platten. In diese Hohlräume wird der Nassschlamm über Hochdruckpumpen eingepresst.

Bei Erreichen eines bestimmten Druckes schalten die Pumpen ab, da sämtliche Filterkammern gefüllt sind. Dann fahren die Hydraulikzylinder auseinander, sodass die einzelnen Filterkammern von Hand oder mechanisch geöffnet werden können. Der Filterkuchen fällt nach unten in dafür vorgesehene Trichter und wird zumeist mittels Förderband/Förderschnecke in einen Container transportiert. Das Schlammwasser durchdringt die Filtertücher und wird in Sammelkanälen abgeführt.

Durch Einsatz von Membranfilterpressen lässt sich der TR auf 45 % erhöhen. Der spezifische Energieverbrauch von Pressen liegt bei rd. 1,5 kWh/m³.

Um ein möglichst gutes Entwässerungsergebnis bei Kammerfilterpressen zu erzielen, ist eine vorherige Konditionierung des Schlammes erforderlich. Dazu kann Kalk sowie Eisen-III-Chlorid zugegeben werden.

Damit wird ein mineralisches „Stützgerüst“ in dem gepressten Schlamm erzielt. Durch die Zugabe von Eisenchlorid wird ein besseres Ablöseverhalten der Filterkuchen von den Filtertüchern und ein erhöhter Feststoffgehalt im Filterkuchen erreicht. Durch die Zugabe von mineralischen Stoffen, wie Kalkmilch oder teilweise auch feinkörnige Asche, wird ebenfalls eine Gerüstbildung im Filterkuchen bewirkt.

Schlamm, der später in einer Wirbelschichtenanlage verbrannt wird, darf nicht mit Kalk konditioniert werden. Hier muss auf eine Konditionierung mit Polymeren zurückgegriffen werden.

6.5 Naturnahe Verfahren zur Wasserabtrennung

Der natürlichen Entwässerung von Schlamm kommt seit Anfang der 90er Jahre wieder eine wachsende Bedeutung zu. Bei den naturnahen Verfahren lassen sich drei Verfahrenstechniken unterscheiden:

- Klärschlamm-Trockenbeete,
- Solare Trocknung und
- Klärschlammvererdung.

Naturnahe Verfahren sind sehr flächenintensiv, da der Nassschlamm in dünnen Schichten aufgebracht werden muss, um eine ausreichende Verdunstung zu ermöglichen. Daher bieten sich naturnahe Verfahren für den

ländlichen Raum an, in dem in der Regel genügend Fläche zur Verfügung steht.

Bei der Klärschlammvererdung wird durch bestimmte Pflanzenarten (i.d.R. *Phragmites australis*, Schilf) die Verdunstung des Schlammswassers gefördert. Bei der solaren Trocknung unterstützt der „Gewächshauseffekt“ die Verdunstung. In allen naturnahen Verfahren wird Wasser durch Schwerkraftentwässerung abgetrennt.

6.5.1 Trockenbeete

Klärschlamm-Trockenbeete (auch: Schlammmentwässerungsbeete) stellen ein einfaches Verfahren zur Entwässerung von Klärschlämmen dar, da weitgehend auf technische Einrichtungen verzichtet werden kann. In der Regel bestehen Trockenbeete lediglich aus Erdbecken, die zum Untergrund hin abgedichtet sind, um Grundwasser- und Bodenkontaminationen zu vermeiden. Die Technik beschränkt sich auf Pumpen zur Beschickung des Trockenbeets mit Nassschlamm und zur Rückführung des Filtratwassers, das über Drainageleitungen in einem Drainagekies unterschiedlich abgestufter Korngrößen abgezogen wird.

Die Beschickung erfolgt üblicherweise über einen längeren Zeitraum, z.B. für ein- oder zwei Jahre, anschließend wird das Beet für mehrere Monate stillgelegt, um ein Abtrocknen des Schlammes zu ermöglichen. Um während dieser Trockenphase weiterhin den Nassschlamm der Kläranlage aufnehmen zu können, sind mehrere Beete erforderlich, die wie in einer „Mehrfelderwirtschaft“ betrieben werden, d.h. während sich ein Beet außer Betrieb befindet (Trockenphase), nehmen ein oder zwei weitere Beete den anfallenden Nassschlamm auf. Nach der Räumung eines trockengelegten Beetes kann dieses wieder in Betrieb genommen werden, während ein anderes Beet in die Trockenphase überführt wird.

Vorteilhaft an Klärschlamm-Trockenbeeten sind die einfache Planung und Ausführung sowie dadurch bedingt niedrige Investitions- und Betriebskosten (lediglich Aufwendungen für Pumpenstrom, Geländepflege und vereinzelt Kontrollgänge). Als Nachteil stellen sich dagegen die schwer kalkulierbaren Folgekosten dar, denn anders als bei maschinellen Verfahren ist ein Entwässerungserfolg mit hoher Volumenreduktion des Nassschlammes nicht in jedem Fall gegeben. Zum einen kann die Witterung während der Trocken- und Räumungsphase einen deutlichen Einfluss auf die erreichbaren Trockensubstanzgehalte ausüben, zum anderen kam es in der Vergangenheit bei Schlamm-Trockenbeeten häufig zu Verstopfungen (Kolmation), was zu einer nachlassenden Entwässerungsleistung der Beete und einer frühzeitig erforderlichen Räumung führt. Eine weitere Rolle spielt das oberirdische Abtrocknen der Schlammsschicht, das keinen kapillaren Aufstieg und Verdunstung des darunter liegenden Schlammswassers erlaubt, sodass zum Zeitpunkt der Räumung der Klärschlamm zwar oberirdisch abgetrocknet sein kann, darunter aber durchnässte, anaerobe Bereiche aufweist. Der aus den Beeten geräumte Klärschlamm hat daher i.d.R. TR-Gehalte zwischen 15–20 % auf, die früher

prognostizierten Werte von 30–40 % TR im entwässerten Schlamm wurden in der Praxis kaum erreicht.

6.5.2 Solare Trocknung

Bei der solaren Trocknung von Klärschlamm handelt es sich um ein erst seit wenigen Jahren entwickeltes Verfahren, das sich für kleine und mittlere Kläranlagengrößen eignet. Die bisher größte Anlage wurde 2000 in Füssen für 70.000 EW in Betrieb genommen [Schmücker, 2001].

Solare Trocknungsanlagen basieren auf einer leichten, aber stabilen Gewächshauskonstruktion, die auf einer befestigten Fläche errichtet wird und allseits geschlossene Seitenwände besitzt. In der Regel werden mehrere Hallen bis zu mehreren hundert Quadratmetern Größe errichtet, die eine kontinuierliche Abnahme von Klärschlamm ermöglichen. Ein im Boden integriertes Dränagesystem ermöglicht die Drainage und Filtration des freien Schlammswassers, ähnlich wie in einem Schlamm-Trockenbeet. Zur Trocknung werden pro Quadratmeter Anlagenfläche zwischen 200–500 kg flüssiger oder mechanisch voreingedickter Klärschlamm aufgebracht. Der in dünnen Schichten aufgebraute Klärschlamm wird z.B. durch einen kleinen Roboter (wie das „elektrische Schwein“) automatisch verteilt, gemischt und belüftet. Die geschlossene Bauhülle ist mit gesteuerten Lüftungsklappen und Abluftventilatoren ausgerüstet, um unkontrollierten Luftaustausch zu verhindern und bei Bedarf Frischluft einschleusen zu können. Drehzahlgesteuerte Deckenventilatoren im Inneren der Trocknungskammern sorgen regelmäßig für eine turbulente Luftströmung auf der Schlammoberfläche, um Grenzschichten wassergesättigter Luft von den Schlammteilchen abzulösen und die Trocknung zu beschleunigen. Während des gesamten Prozesses werden alle trockenungstechnisch wichtigen Parameter wie Schlammtemperatur, relative Feuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit sowie Feuchtegehalt des Schlammes registriert und über einen Mikroprozessor ausgewertet, der alle Komponenten der Anlage automatisch steuert.

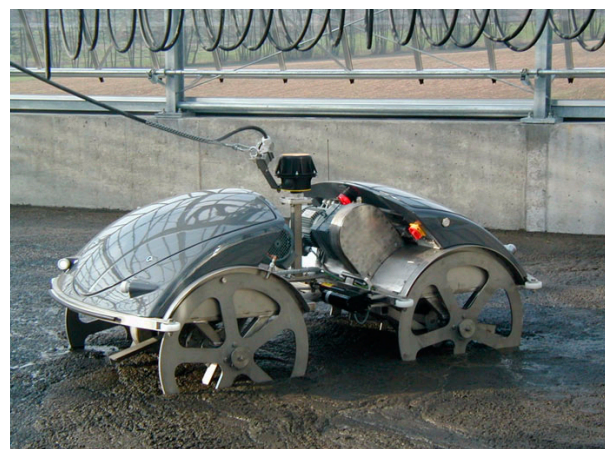


Abb. 6.5: Elektrisches Schwein (Thermo-System GmbH, www.thermo-system.com)

In Versuchsanlagen konnten durch die solare Trocknung innerhalb von 39 Tagen Trockenrückstände bis 90 % und Volumenreduktionen von 97 % bei einem

Ausgangs-TR von 3 % erreicht werden. Darüber hinaus konnte eine Reduktion der organischen Substanz um ca. 32–48 % erreicht werden, was zu einem vollständig stabilisierten Endprodukt führte [Bux et al., 2002].

Das Endprodukt der solaren Trocknung ist ein durchgetrocknetes, krümeliges Substrat, das geruchsfrei ist und aufgrund seiner Konsistenz leicht verwertet werden kann. Aufgrund der hohen Volumenreduktion sind bei der Entsorgung des Endprodukts deutliche Kosteneinsparungen gegenüber der Verwertung von maschinell entwässerten Klärschlämmen zu erwarten. Mit einem Heizwert von Rohbraunkohle eignet es sich außerdem für die selbsttätige Verbrennung in Verbrennungsanlagen. Ein weiterer Vorteil liegt in den niedrigen Betriebskosten, da – außer der Antriebsenergie für Ventilatoren und „elektrisches Schwein“ – ausschließlich Sonnenenergie verwendet wird.

Nachteilig sind die hohen investiven Aufwendungen für die Trocknungshalle und die mikroprozessorgesteuerten Aggregate, der hohe Flächenbedarf sowie ggf. die Störanfälligkeit der Steuerungstechnik. Bei Einsatz von maschinell vorentwässerten und aufgekalkten Schlämmen kann es aufgrund der hohen Temperaturen und des pH-Werts zur Freisetzung von geruchsintensivem Ammoniak kommen.

Ingesamt stellt die solare Trocknung von Klärschlämmen eine interessante Alternative zur mechanischen Entwässerung für kleinere Kommunen mit ausreichenden Flächen dar. Es basiert prinzipiell auf natürlichen Prozessen (Schwerkraftentwässerung und Verdunstung durch Sonnenenergie), die durch mikroprozessorgesteuerte Elektronik optimiert werden.

Beispiel:

Es soll die maximal möglichen Wassermenge ermittelt werden, die auf einer vorhandenen Fläche von 500 m² in einem offenen System verdampfen kann (unter Vernachlässigung klimatischer Einflüsse wie Wind, Luftfeuchtigkeit etc.).

- Fläche 500 m²,
- die spezifische Verdunstungswärme von Wasser beträgt ca. 2.300 kJ/kg,
- die Globalstrahlung beträgt etwa 4.200 MJ/(m²·a).

Spezifische Verdampfungsmenge:

$$4.200 \cdot 1.000 / 2.300 = 1.826 \text{ kg}/(\text{m}^2 \text{ Fläche} \cdot \text{a}),$$

entspricht mit Dichte von 1.000 kg/m³:

$$1.826 \text{ l}/(\text{m}^2 \text{ Fläche} \cdot \text{a}).$$

Die jährliche Verdampfungsmenge beträgt

$$1.826 \cdot 500 / 1.000 = 913 \text{ m}^3/\text{a}.$$

6.5.3 Klärschlammvererdung

6.5.3.1 Klärschlammvererdung mit Gräsern

Ebenfalls eine Weiterentwicklung konventioneller Schlamm-trockenbeete stellt die Klärschlammvererdung mit Gräsern (v.a. Weidelgras, *Lolium perenne*) dar. Der technische Aufbau ist analog zu Schlamm-trockenbeeten, jedoch sollen durch eine geänderte Betriebsführung bessere Betriebsergebnisse erzielt werden. Auch bei diesem Verfahren werden mehrere Beete alternierend (wechselweise) betrieben, wobei auf ein in Betrieb befindliches Beet eine größere Schlammmenge aufgebracht wird, Mächtigkeit ca. 40 cm (die Beschickung erfolgt z.B. aus einem Schlamm-speicher). Anschließend folgt eine mehrere Wochen bis Monate dauernde Trockenphase, in der der Schlamm wie auf einem Trockenbeet durch die Schwerkraft entwässert und durch Sonneneinstrahlung oberflächlich abtrocknet. Sowie der Schlamm für das Wachstum von Gras ausreichend abgetrocknet ist, erfolgt die Einsaat von Weidelgras, das in den folgenden Monaten eine dichte Grasnarbe auf der Schlammoberfläche bilden und die Verdunstung des Schlammwassers durch die Entwicklung einer großen Blattmasse mit entsprechender Oberfläche weiter fördern soll [ATV-DVWK, 2001c]. Durch die dichte und feine Durchwurzelung (allerdings nur in oberflächennahen Schichten) sollen außerdem mikrobielle Abbauprozesse im angelandeten Schlamm stimuliert und dadurch eine Reduktion der organischen Schadstoffe im Schlamm erreicht werden.

Während der Trockenphase werden analog zu Trockenbeeten andere Felder beschickt oder eine Zwischenspeicherung in einem Schlammstapelbehälter vorgenommen. Nach mehreren Monaten Beschickungspause wird das mit Gras bewachsene Beet erneut mit Schlamm beaufschlagt, und der Zyklus beginnt von neuem. Nach zwei bis fünf Zyklen mit je sechs bis neun Monaten Dauer erfolgt die Räumung eines Beetes, wobei durch das eingebrachte Gras zugleich ein Strukturträgermaterial im Schlamm enthalten ist, was dem Klärschlamm bodenähnliche Eigenschaften verleiht und den Trockenrückstand des Endprodukts erhöht. Durch diese Verfahrensweise sollen TR-Gehalte bis 50 % erreicht werden.

Vorteilhaft an der Klärschlammvererdung mit Gräsern sind die einfache technische Ausführung und die niedrigen Investitionskosten, die denen von Schlamm-trockenbeeten gleichen. Auch die Betriebskosten sind vergleichsweise niedrig, da sie sich auf Pumpenergie und Aufwendungen für die Graseinsaat und die Geländepflege beschränken. Ein Nachteil ist der hohe Flächenbedarf, die häufigen Räumungen sowie witterungsabhängige Entwässerungsergebnisse. Es bleiben Erfahrungen aus dem Langzeitbetrieb abzuwarten, da auch auf konventionellen Schlamm-trockenbeeten ein natürliches Graswachstum stattfinden kann, das die oben genannten Probleme der Trockenbeete aber nicht reduziert.

6.5.3.2 Klärschlammvererdung mit Schilf

Die Klärschlammaufbereitung in schilfbepflanzten Schlammvererdungsbeeten ist vom Grundkonzept ebenfalls aus den konventionellen Schlamm-trockenbeeten abgeleitet. Die sog. „Klärschlamm-Vererdung“ modifiziert die Trocknungsbeete insoweit, als auf dem Drainagekörper in den abgedichteten Becken eine Substratschicht (Sand, Mutterboden o.ä.) aufgebracht wird, in die Schilf (*Phragmites australis*) gepflanzt wird. Nach dem Anwachsen der Jungpflanzen erfolgt die Beschickung mit Klärschlamm je nach

Schlammqualität. Dieser hat in der Regel einen Trockensubstanzgehalt, der ein noch leichtes Fließen ermöglicht, sodass sich der Schlamm, der in 5 bis 20 cm Mächtigkeit aufgepumpt wird, gleichmäßig ausbreiten kann. Die Bezeichnung „Vererdung“ ist insofern irreführend, da durch die Behandlung keine Erde entsteht, sondern lediglich entwässerter Klärschlamm.

Der Feststoff des Klärschlammes verbleibt während der Beetpassage in den Vererdungsbeeten, während das Schlammwasser durch das Beet sickert und über ein am Boden verlegtes Dränagesystem abgezogen und in die Kläranlage zurückgeführt wird.

Neben der vom Schlamm-trockenbeet her bekannten Entwässerungsleistung durch den Dränagekörper wirken in schilfbepflanzten Schlammvererdungsbeeten weitere, die Entwässerung ausdauernd fördernde Mechanismen. Diese sind im Wesentlichen an spezielle Eigenschaften der Bepflanzung geknüpft [Pauly, o.J.]:

1. die hohe Evapotranspirationsleistung von Schilf gleicht zunächst die durch den Niederschlag hervorgerufene stetige Wiederbefeuchtung des eingebrachten Materials aus. Bei ausreichender Wasserzufuhr kann die Verdunstungsleistung von *Phragmites australis* 1.500 bis 1.800 mm/Jahr erreichen,
2. die Bewegung der Halme im feuchten, pastösen Schlamm führt zu einer mechanischen Entwässerung, vergleichbar einem Krähwerk. Dies bedeutet zugleich eine Vergrößerung der an der Evaporation beteiligten Oberfläche,
3. durch pflanzentypische Ausscheidungen aus den Wurzeln (Ausflockung von Huminsäure-Solen) wird die Wasserabtrennung des Klärschlammes, bedingt durch eine Veränderung der Kolloidstruktur, erleichtert,
4. die Bildung von Schrumpfrissen wird begünstigt, insbesondere wird auch durch die Transpiration der Pflanzen stetig Wasser, auch aus tieferen Schichten, entzogen. Der häufig mit der typischen Krustenbildung auf Schlamm-trockenbeeten verbundene Abriss des kapillaren Wasseraufstiegs wird verhindert,
5. der kontinuierlich über den Schilfhalm in die Wurzel und von dort an die Wurzeloberflächen erfolgende Sauerstoffaustrag führt zu einer Umwandlung anaerober, reduzierter Bereiche in aerobe Zonen, verbunden mit der Änderung der mikrobiologischen Biozönose hin zu aeroben Mikroorganismen. Dies bedeutet gleichzeitig die Abtötung der pathogenen Keime, deren Existenz an anaerobe Verhältnisse geknüpft ist.

Je nach verfügbarem Freibord und Schlammqualität erfolgt die Beschickung über sechs bis zehn Jahre, hierfür ist eine weitere spezifische Eigenschaft der Schilfpflanze von Bedeutung. Mit steigender Schlammhöhe wird in den überstauten Halmknoten (Nodien) das Wachstum von Seitenwurzeln induziert. Eine „nach oben“ gerichtete, dem angelandeten Schlamm folgende Durchwurzelung ist so in allen Bereichen sichergestellt.

Im Anschluss an die mehrjährige Beschickungsphase findet eine in der Regel einjährige Trocknungs- und „Vererdungsphase“ statt, während der zum einen das Material auf > 30 bis 50 % TR trocknet und zum anderen eine Mineralisationsphase einsetzt. Das Endprodukt ist eine erdige Substanz, die in den natürlichen Stoffkreislauf zurückgeführt werden kann. Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung wird in der Regel noch eine aufwändige Vorbehandlung erforderlich, in der die Rhizome aus dem Schlammboden entfernt werden müssen, um ein ungewolltes Austreiben von Schilf auf Ackerflächen zu unterbinden [Jordan, 2005].

Schilfbepflanzte Trockenbeete sind eine verfahrenstechnische Weiterentwicklung der Schlamm-trockenbeete mit dem Ziel einer verbesserten Schlamm-entwässerung durch die Transpiration der Schilfpflanzen sowie der Auflockerung des Schlamm-bodens durch deren Wurzeln.

Ein Nachteil ist der gegenüber Trockenbeeten vergrößerter Flächenbedarf sowie die intensive Pflege des Schilfbestands, was zumindest in den ersten Betriebsjahren (Wachstumsphase) zu erhöhtem Betreuungsaufwand führt. Die Frage der möglichen Entsorgungswege mit eventuell erforderlicher Option auf weitere Behandlungsschritte ist zu klären.

6.6 Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Im ländlichen Raum besitzt die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung einen höheren Stellenwert als in Ballungsgebieten. Eine Schlamm-entsorgung vor Ort, eine dezentrale Schlamm-entsorgung, ist hier nur durch landwirtschaftliche Klärschlammverwertung zu erreichen. Nach einer Erhebung des Statistischen Bundesamtes 2001 stellen kleine Kläranlagen bis 5.000 EW rd. 80 % der 10.188 kommunalen Kläranlagen. Die Behandlungskapazität beträgt jedoch weniger als 10 % der ca. 157 Mio. angeschlossenen EW bundesweit [Durth et al., 2005]. In einer entsprechenden Größenordnung wird sich auch der Klärschlamm-anfall darstellen.

Tab. 6.8: Grenzwertvorschläge des BMU/BMVEL für Klärschlämme in mg/kg TR (aus: [Langenohl, 2002]) im Vergleich zu aktuellen Grenzwerten und der DWA-Klärschlamm-erhebung 2003

Anwendung auf:	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Tonböden	80	1,4	75	80	60	0,8	450
Lehmböden	60	0,9	45	70	45	0,5	390
Sandböden	40	0,5	25	50	25	0,2	330
DWA 2003	52	1,2	50	316	28	0,8	789
Grenzwerte AbfKlärV	900	5/10	900	800	200	8	2.000/2.500

Neue Anforderungen für Klärschlamm und andere Düngemittel ergeben sich aus den Anforderungen des novellierten Bodenschutzrechtes. Zweck des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) ist es, nachhaltig die Funktion des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Hierzu sind insbesondere schädliche Bodenveränderungen zu verhindern und Vorsorge gegen das Entstehen von schädlichen Bodenveränderungen zu treffen [ATV-DVWK, 2001b]. Kern des vom Bundesumweltministerium (BMU) und Bundesverbraucherministeriums (BMVEL) vorgelegten Konzeptes ist dabei die Herleitung von Grenzwerten für alle Düngemittel nach einheitlichen fachlichen Grundsätzen und auf Grundlage des Bodenschutzgesetzes. Nach dem Grundsatz „Gleiches zu Gleichem“ und dem Prinzip „Eintrag = Austrag“ darf ein Düngemittel nur soviel Schadstoffe enthalten, dass die Konzentration in einem angenommenen „langfristig im Boden verbleibenden Anteil“ die Vorsorgewerte der BBodSchV nicht übersteigt [Reifenstuhl, 2002]. Obwohl der integrale Ansatz einer einheitlichen Bewertung aller Düngemittel und die Zielvorgabe eines „vorsorgenden Bodenschutzes“ begrüßenswert sind, wird auch kritisiert, dass die Vielzahl und die Herleitung der Grenzwerte fachlich nicht immer nachvollziehbar sei (siehe [Reifenstuhl, 2002]). Die 2002 vorgelegten Grenzwertvorschläge würden zudem die stoffliche Verwertung sofort zum Erliegen bringen, da schätzungsweise weniger als 1 % aller Klärschlämme diese Werte einhalten könnten [Langenohl, 2002]. Damit wäre auch eine dezentrale Klärschlammverwertung für kleine Kläranlagen (für weniger als 10 % aller Klärschlämme) nur noch in wenigen Fällen möglich.

Dass Grenzwerte nicht für eine reale Gefährdung stehen müssen, sondern auch politische Vorgaben wider-

spiegeln, wird u.a. an den Aussagen des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) deutlich. Mitgliedsinstitute des VDLUFA hatten in z.T. mehr als 40-jähriger Versuchsdauer das Verhalten von Schadstoffen im System Boden – Pflanze untersucht. Folgerichtig gingen die Untersuchungsergebnisse in die 1992 novellierte Abfall-Klärschlammverordnung ein, wonach bei der festgelegten maximalen Aufbringungsmenge von 5 t Trockenmasse pro Hektar in 3 Jahren selbst mittelfristig nicht mit signifikanten Bodenveränderungen oder gar ökotoxikologisch relevanten Anreicherungen in Lebensmitteln zu rechnen ist [Schaaf, 2002]. Aussagen des Präsidenten der VDLUFA zufolge wäre selbst bei Fortführung der heute üblichen Düngepraxis eine relevante Anreicherung von Schadstoffen im Boden erst nach mehreren hundert bis zu 2.400 Jahren gegeben [Reifenstuhl, 2002]. Dagegen konnten für kompostierte Bioabfälle bereits nach einer Anwendungsdauer von weniger als 50 Jahren messbare Veränderungen der Schwermetallgehalte des Bodens prognostiziert werden. Für mengenmäßig bedeutsame Düngemittel wie mineralische Dünger fehlen sogar gänzlich Grenzwerte [Schaaf, 2002].

Einige Untersuchungen über die Auswirkungen organischer Schadstoffe auf die Nahrungskette zeigen, dass diese in der Regel nicht in ökotoxikologischer Relevanz über das Wurzelwerk der Nutzpflanzen aufgenommen werden [Barjenbruch, 2002], [Schaaf, 2002]. Ein Einfluss auf Oberflächen- und Grundwasser ist dagegen im Frühjahr 2006 durch polyfluorierte Chemikalien (PFC, auch bekannt als perfluorierte Tenside, PFT) aufgrund von PFT-belasteten Oberflächenwässern der Möhne und der Ruhr sowie des Grund- und Trinkwassers im Hochsauerlandkreis festgestellt worden.

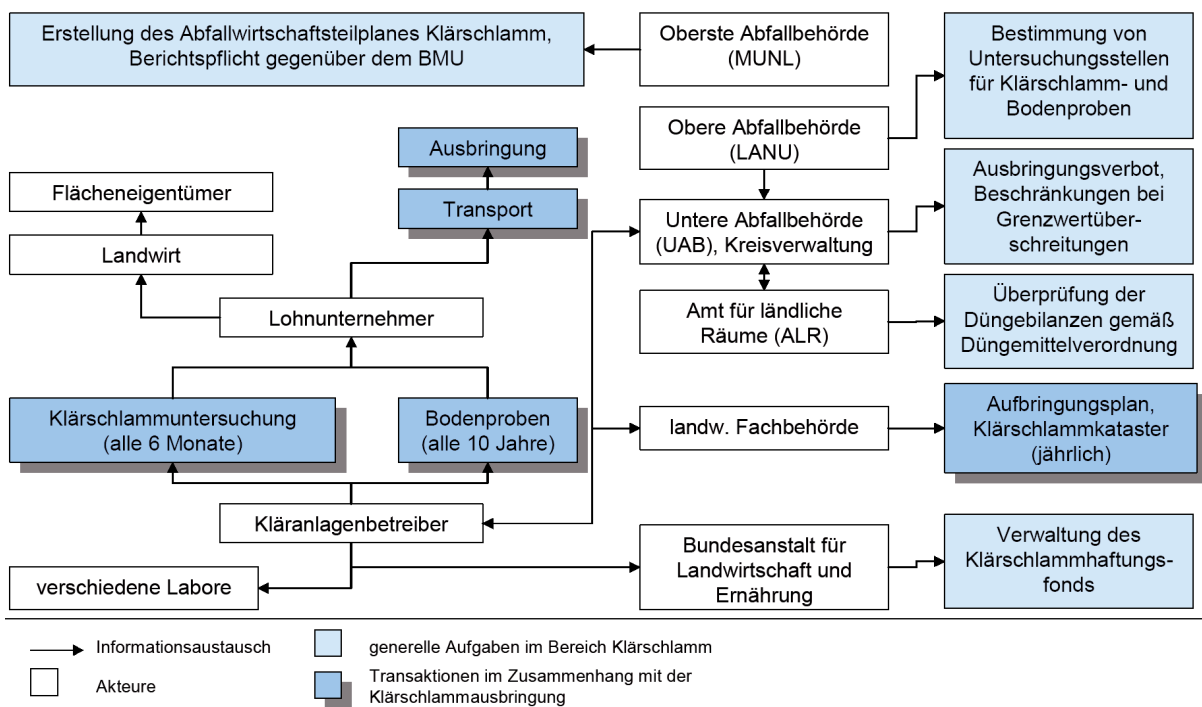


Abb. 6.6: Kontroll- und Informationsstrukturen in der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung [Fels et al., 2005]

Die Kontamination des Wassers ist auf die Abschwemmung der PFT von landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückzuführen, die – kriminell – mit PFT-belasteten Bioabfallstoffgemischen behandelt wurden. Bislang ist nicht geklärt, ab welchen PFT-Konzentrationen im Klärschlamm bei Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen von einer Gefährdung der Schutzgüter Boden und Grundwasser auszugehen ist. Aus Vorsorgegründen soll eine Ausbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen oder gärtnerisch genutzten Böden unterlassen werden, wenn der PFT-Gehalt des Klärschlammes den Wert von 100 µg/kg Trockensubstanz in der Summe der PFT-Verbindungen PFOA und PFOS unterschreitet. Der Stoff PFOS (Perfluoroktansulfonat) wurde bereits auf Grundlage einer Gefahrenbeurteilung der OECD als PBT-Stoff (Persistent, Bioakkumulativ, Toxisch) bewertet und die Verwendung in der EU eingeschränkt.

Im April 2002 hat sich der Bundestag gegen ein generelles Verbot der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung und für eine Novellierung der Klärschlammverordnung ausgesprochen hat. Er fordert die Bundesregierung u.a. auf, im Rahmen dieser Novellierung Qualität sichernde Maßnahmen im Anlagen- und

Verwertungsbereich einzuführen. In die gleiche Richtung geht die Forderung der EU, wonach die Erzeuger von Klärschlamm ein Qualitätssicherungssystem anwenden sollen. Das beinhaltet u.a. Kontrolle von Schadstoffen an der Quelle, Behandlung der Schlämme, Methoden der Arbeitsplanung und Bewertung der Flächen, Lieferung der Schlämme, Ausbringung der Schlämme und Übermittlung der Informationen an den Empfänger [Langenohl, 2002].

Die derzeitigen Kontroll- und Informationsstrukturen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung sind in *Abb. 6.6* dargestellt.

Die Zukunft der landwirtschaftlichen Verwertung kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht sicher prognostiziert werden. Sicher ist aber, dass ein Fortbestehen dieses kostengünstigen und ressourcenschonenden Verwertungsweges nur in Verbindung mit einem Qualitätssicherungssystem funktionieren wird, das von den politischen Entscheidungsträgern, den Klärwerksbetreibern, der abnehmenden Landwirtschaft, der Nahrungsmittelindustrie und nicht zuletzt den Verbrauchern akzeptiert und anerkannt wird.

7 Neuartige Sanitärsysteme

7.1 Einleitung

Die heutige Siedlungswasserwirtschaft in Europa beruht auf der im 19. Jahrhundert eingeführten Schwemmkanalisation.

Zu Beginn gab es verschiedene andere Formen der Fäkalienentsorgung (Kübeltoilettensysteme, Unterdrucksysteme mit Fäkalientrocknung und Verwertung als Dünger (Poudrette) etc.), die sich aber gegenüber der Schwemmkanalisation nicht durchsetzen konnten. Die Anhänger des Abfuhrsystems wollten der Landwirtschaft den Düngewert der z.B. in Trockenaborten gesammelten Fäkalien erhalten. Im Abschwemmen der Fäkalien mit Einführung der Wasser spülenden Toiletten sah man die Verschwendung wirtschaftlicher Werte. Ein guter Überblick über die historische Entwicklung der Entwässerungstechnik findet sich in [Lange und Otterpohl, 1997].

Der heute übliche Abtransport der Fäkalien durch Abschwemmen mit Spülwasser ist eine „end-of-pipe“ Technologie. Durch Abwasser entstehende Probleme werden am Ende der Kanalisation gelöst (Kläranlagen, Mischwasserbehandlung). Verwaltung und gesetzliche Regelungen sind bisher auf diese Technik ausgerichtet (a.a.R.d.T.).

Ein erster Ansatz in Richtung weg von der „Stoffdurchflusswirtschaft“ zur Kreislaufwirtschaft fand sich im Abfallbereich. Nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) vom 27. September 1994 (abgelöst am 1. Juni 2012 durch das Kreislaufwirtschaftsgesetz) sollte das stoffliche und energetische Potential der Abfälle so weit wie möglich genutzt werden: Vermeiden vor Verwerten vor Beseitigen. In diese Richtung zielen auch die neuartigen Sanitärsysteme.

In *Abb. 7.1.* sind in sehr vereinfachter Weise die Stoffströme bei der traditionellen Schwemmkanalisation dargestellt.

Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor, Kalium) werden über die Nahrung in den menschlichen Organismus gebracht. Die nicht vom Menschen verwertbaren Nährstoffe werden über Urin und Fäzes ausgeschieden und mit dem Spülwasser der Toiletten über die Kanalisation abtransportiert. In der Kläranlage müssen Stickstoff und Phosphor unter hohem Energieaufwand eliminiert werden. Stickstoff wird über Nitrifikation und Denitrifikation in elementaren Stickstoff (N_2) überführt. Um aus Luftstickstoff wieder Dünger herzustellen, ist ein erheblicher Energieeinsatz erforderlich.

Phosphor wird entweder über chemische Fällung oder über die erhöhte biologische Phosphorelimination eliminiert und mit dem Überschussschlamm entfernt. Da eine Verwertung von Klärschlamm als Dünger nur eingeschränkt möglich ist, wird insbesondere Phosphor endgültig dem Nährstoffkreislauf entzogen.

Kalium wird in der Kläranlage nur in geringem Masse eliminiert und verlässt die Behandlung größtenteils über den Wasserweg.

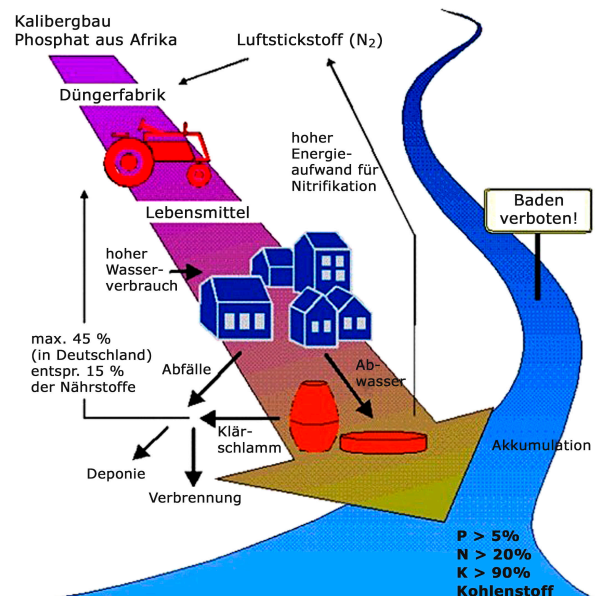


Abb. 7.1: Schematische Darstellung der Stoffströme beim traditionellen Entwässerungssystem mit Schwemmkanalisation [Otterpohl, 2001]

Trotz geringer Konzentrationen im Abfluss der Kläranlagen werden nennenswerte Nährstofffrachten in die Gewässer emittiert und langfristig dem von uns nutzbaren Nährstoffkreislauf entzogen. Dies ist insbesondere bei dem Element Phosphor ein Problem, da dieser aus geogenen Quellen stammt und nur limitiert zur Verfügung steht.

Es zeichnet sich ab, dass das Abwasserkonzept mit Schwemmkanalisation erhebliche Mängel im Hinblick auf eine generelle Zukunftsfähigkeit aufweist. Ein wesentlicher Kritikpunkt ist hierbei die Vermischung aller in den Haushalten anfallenden Abwässer mit den Fäkalien.

In materiell ärmeren Ländern gibt es an vielen Orten der Welt Regionen, in denen die Bodenfruchtbarkeit sehr schnell verloren geht; die Landwirte können sich keinen – für die dortigen Verhältnisse sehr teuren – Mineraldünger kaufen und somit keine Nährstoffe für das Wachstum der auf den oft nährstoffarmen Böden angebauten Produkte zur Verfügung stellen. Gleichzeitig werden durch die Einführung der Schwemmkanalisation nährstoffhaltige Fäkalien weggeschwemmt.

Neue Wege in der Abwassertechnik versuchen, vor dem Hintergrund der Stoffnutzung, eine Trennung in Teilströme zu erreichen. Hierbei wird eine herkunfts- und qualitätsbezogene Differenzierung des Abwassers mit dem Ziel eines Stoffstrommanagements angestrebt. Ein Ziel ist die Wiederverwertung der Inhaltsstoffe in der Landwirtschaft, wobei eine hygienisch einwandfreie Behandlung vorausgesetzt wird.

Diese neuen Wege haben viele Namen erhalten. Man spricht von ökologischen Sanitärkonzepten oder „Ecological Sanitation“ (ecosan), von advanced sanitation, desar (decentralised sanitation and reuse) oder neutral

ausgedrückt von neuartigen Sanitärsystemen (NASS). Der Begriff „NASS“ wurde vom Fachausschuss „Neuartige Sanitärsysteme“ der DWA geprägt, der die bisher gesammelten Erfahrungen und Ergebnisse in einem Themenband publiziert hat [DWA, 2008b]. Neuartige Sanitärsysteme sind nicht gleichzusetzen mit einer festen Verfahrenstechnik. Er ist vielmehr als Philosophie zu verstehen, bei der verschiedene Leitlinien berücksichtigt werden, die an die jeweiligen Randbedingungen angepasst werden. Zu diesen Randbedingungen gehören neben den technischen, ökonomischen und ökologischen Aspekten auch sozio-kulturelle, ggf. religiöse (insbesondere in anderen Kulturgebieten) und gesellschaftspolitische Gesichtspunkte.

Prinzipien neuartiger Sanitärsysteme sind folgende:

- Berücksichtigung von lokalen Stoffkreisläufen, hier spielt die Integration in die landwirtschaftlichen Kreisläufe eine wichtige Rolle,
- Einteilung in Teilströme,
- adäquate Behandlung und Nutzung der Teilströme; Schließen von Kreisläufen (Wasser, Nährstoffe etc.),
- Reduzierung des Wasserverbrauchs; ggf. auch eine Mehrfachnutzung oder Substitution von Teilströmen,
- Integration organischer Fraktionen, wie z.B. Bio- und Küchenabfälle,
- Einbindung in Energiekonzepte: Reduzierung des Energieverbrauchs bei der Behandlung von Teilströmen, ggf. auch Produktion von Energie,
- Minimierung der gesundheitlichen und hygienischen Auswirkungen auf die aquatische Umwelt,

- Auswahl von Werkstoffen mit möglichst geringen Emissionen schädlicher Stoffe in die Umwelt sowie
- Nutzung bzw. Umnutzung vorhandener Infrastruktur.

Diese Aufzählung erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, sondern kann je nach Aufgabenstellung auch um weitere Aspekte ergänzt werden.

Eine Zielvorstellung eines solchen Sanitärkonzepts zeigt die *Abb. 7.2*, in der die Auswirkungen einer Kreislaufführung in vereinfachter Art und Weise dargestellt sind.

Die Einführung neuartiger Sanitärsysteme ist wesentlich an die Akzeptanz der Nutzer gebunden. Ein neues Konzept kann nur erfolgreich implementiert werden, wenn die Hintergründe und Motivationen für die Einführung den Nutzern verständlich gemacht werden können. Hier wird die Bedeutung des sozio-kulturellen Ansatzes bei der erfolgreichen Implementierung der Sanitärsysteme deutlich. Ein neues Konzept muss mindestens die hygienischen Anforderungen des derzeit bestehenden Systems erfüllen. Weiterhin darf es nicht zu einem Komfortverlust bei den Benutzern führen. Erst bei Sicherstellung dieser Ziele kann eine Sensibilisierung für ein neues Konzept erreicht werden. Bei der Orientierung an einer weitgehenden Nutzung und Wiederverwendung von Teilströmen und Nährstoffen sind gegebenenfalls auch Kompromisse bei der Erreichung der o.g. Ziele vor dem Hintergrund einer weitgehenden Akzeptanz in Kauf zu nehmen.

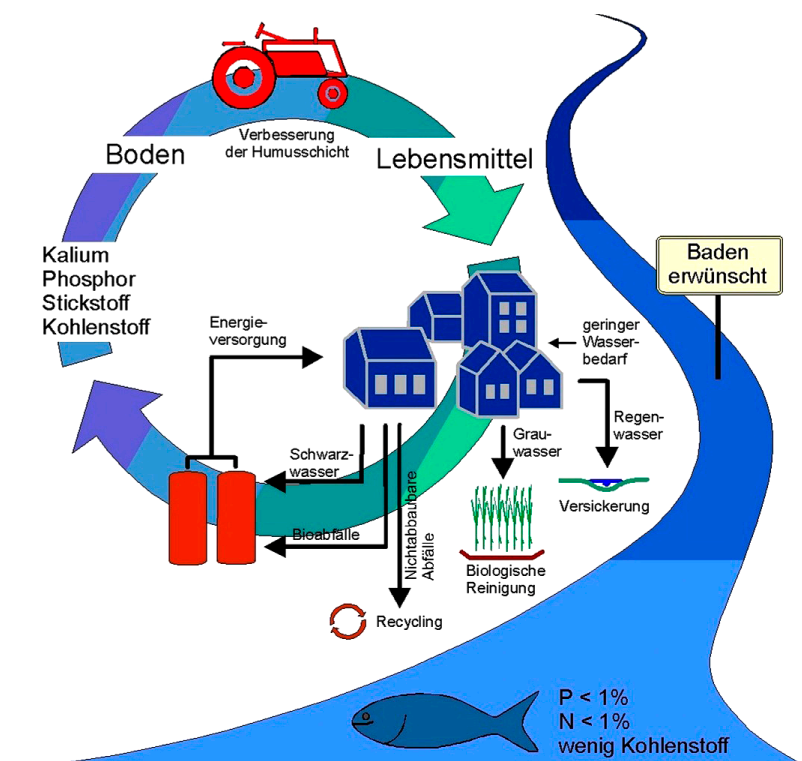


Abb. 7.2: Schematische Darstellung der Stoffströme bei der Bewirtschaftung von Teilströmen der Entwässerung [Otterpohl, 2001]

7.2 Betrachtung von Teilströmen

wirtschaftung. Die Teilströme werden je nach Fraktionierung unterschiedlich bezeichnet, wobei oftmals die Färbung des Teilstromes sich in der Namensgebung wiederfindet (Tab. 7.1).

7.2.1 Begriffbestimmung

Wesentliche Voraussetzung für ein neuartiges Sanitärsystem ist die Aufteilung in Teilströme und deren Be-

Tab. 7.1: Definition von Teilströmen neuer Sanitärsysteme, nach [DWA, 2008b]

Begriff	Abk.	Engl. Begriff	Synonyme	Definition
Fäzes	F	Faeces, feces (<i>amerik.</i>)	Kot, Stuhl	Kot, feste menschliche Ausscheidungen
Braunwasser	B	Brownwater		Fäzes mit Spülwasser ^{1), 2)}
Urin	U	Urine	Harn	Urin, flüssige menschliche Ausscheidungen
Gelbwasser	G	Yellowwater		Urin mit Spülwasser ^{1), 2)}
Fäkalien	Fk	Excrement, excreta	Exkremete; menschliche Ausscheidungen	Urin und Fäzes
Schwarzwasser	S	Blackwater		Fäkalien mit Spülwasser ¹⁾
Grauwasser	Gr	Greywater, graywater (<i>amerik.</i>)		Stoffstrom aus dem häuslichen Bereich ohne Fäkalien
Schwach belastetes Grauwasser	Grsb			Grauwasser ohne Küchen- und Waschmaschinenabfluss
Stark belastetes Grauwasser	Grst			Grauwasser aus Küche und/oder Waschmaschine
Regenwasser	R	Rainwater, stormwater		Auf Grundstücken anfallendes Wasser aus Niederschlag (Regen, Graupel, Schnee, Nebel etc.).
Biologisch abbaubare Stoffe		Biologically degradable substances, biodegradable matter	Bioabfall	z. B. Grünschnitt, Speise- und Essensreste (ohne Fäzes)

¹⁾ ggf. mit Toilettenpapier

²⁾ Spülwasser nicht notwendigerweise Trinkwasser

Die Bezeichnungen der Teilströme etablieren sich inzwischen in der Fachwelt und sind teilweise auch international gebräuchlich. Abweichungen gibt es manchmal bei der Verwendung des Begriffs Grauwasser, der teilweise nur für die Abwässer aus dem Bad (Waschbecken, Dusche etc.) ohne die ggf. sehr fetthaltigen Küchenabwässer Verwendung findet. Sehr selten wird der Begriff auch für aufbereitetes Abwasser, das als Wasser minderer Qualität einer untergeordneten Nutzung angeboten wird – analog zum Begriff des Brauchwassers – verwendet. Hierbei geht es dann in der Regel um den Bereich der Wasseraufbereitung und -nutzung als um die Behandlung von Abwässern.

Für Regenwasser wird eine getrennte Erfassung, Ableitung und ggf. Behandlung vorausgesetzt. Im Rahmen der Erarbeitung von Regenwasserkonzepten ist eine lokale Versickerung des Regenwassers oder die Einleitung in ein Oberflächengewässer mit kleinräumiger Schließung von lokalen Wasserkreisläufen anzustreben. Die Behandlungsbedürftigkeit des Regenwassers ist zu bestimmen und ggf. eine adäquate Behandlung durchzuführen. Hierzu wird auf die umfangreich vorhandenen Empfehlungen und Regelwerke zur Regenwasserbehandlung [DWA, 2007b], [DWA, 2005c], [Otterpohl, 2001] und Kap. 3 *Abwasserableitung im ländlichen Raum* verwiesen.

7.2.2 Qualität und Quantität der Teilströme

Die Teilströme fallen in unterschiedlicher Qualität und Quantität an.

Abb. 7.3 zeigt, dass sich die Teilströme in ihrem Volumenanteil im Abwasser deutlich unterscheiden. Die menschlichen Ausscheidungen Urin und Fäzes nehmen nur einen geringen Volumenanteil des gesamten Abwassers ein und werden im Weiteren wesentlich durch die Menge des für den Transport erforderlichen Spülwassers bestimmt. Im Gegensatz hierzu befindet sich die Nährstofffracht (N, P, K) des kommunalen Abwassers zu einem großen Anteil im Teilstrom Urin. Hier sind ca. 90 % des Stickstoffs, die Hälfte des Phosphors und Kaliums und ein geringer Anteil der organischen Belastung, die im Wesentlichen aus dem Harnstoff stammt, enthalten. Eine Abtrennung des nährstoffhaltigen Teilstroms mit geringem Volumen wirkt sich daher stark auf die Zusammensetzung des Abwassers aus und legt eine landwirtschaftliche Nutzung dieses Teilstroms nahe.

Vom Teilstrom „Fäzes“ geht eine hygienische Gefährdung aufgrund der pathogenen Keime aus. Hier muss eine adäquate Behandlung vorgesehen werden.

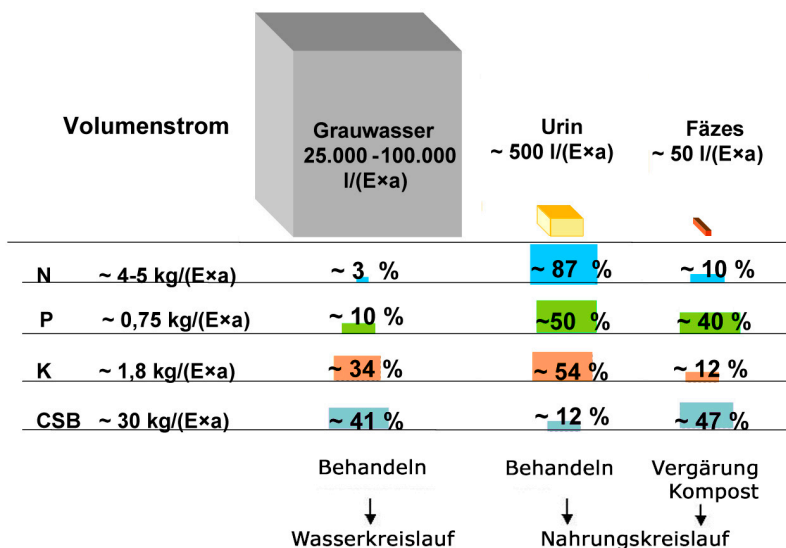


Abb. 7.3: Vergleich der Teilströme von kommunalem Abwasser [Niederste-Hollenberg und Otterpohl, 2000]

Den größten Volumenanteil stellt das Grauwasser, das bei separater Erfassung nährstoffarm einfach zu reinigen ist. Eine Behandlung, die lediglich auf die Entfernung von Kohlenstoffverbindungen (CSB, BSB₅) hinwirkt, ist in der Regel für das Grauwasser ausreichend. Somit kann, insbesondere in Regionen mit geringem Wasserdargebot, dieser Teilstrom nach einer adäquaten Behandlung wieder verwendet werden.

Auf die Möglichkeiten der Behandlung und die Erfahrungen bei der Behandlung von Teilströmen wird zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal eingegangen.

Eine Literaturstudie über die Zusammensetzung der Teilströme im europäischen und amerikanischen Raum zeigt eine große Spannweite an Konzentrationen in den menschlichen Ausscheidungen. Sie werden wesentlich durch Ernährung, Klima, Gesundheitszustand, Alter und Lebensstandard beeinflusst [Faechem et al., 1983]. So produzieren Vegetarier höhere Mengen an Fäkalien mit höherem Wassergehalt als Fleischesser. Intensive

Untersuchungen haben in Skandinavien stattgefunden, da hier schon seit einigen Jahren die Urinseparation eine stärkere Verbreitung findet als in Mitteleuropa.

In der folgenden Tabelle (Tab. 7.2) sind Kennzahlen für die Frachten ausgewählter Teilströme zusammengestellt. Die Angaben beziehen sich auf den mitteleuropäischen Raum. Es wird noch mal besonders darauf hingewiesen, dass die Nährstoffgehalte in ressourcenärmeren Ländern und Regionen mit anderen Ernährungsgewohnheiten erheblich von diesen Werten abweichen. Die Kennzahlen sind den üblichen Bemessungskennwerten gegenübergestellt [ATV-DVWK, 2000b].

Auch in der Tabelle zeigt sich die hohe Stickstoffkonzentration im Urin, der größtenteils in organischer Form als Harnstoff, Creatin und Harnsäure vorliegt. Oxidierte Verbindungen wie Nitrit oder Nitrat sind vernachlässigbar. Rund die Hälfte der organischen Belastung aus kommunalem Abwasser stammt aus Fäzes.

Tab. 7.2: Vergleich der Kennzahlen nach [DWA, 2013], [DWA, 2008b] und [ATV-DVWK, 2000b]

Quelle ^a	Einheit	Urin	Fäzes	Schwarzwasser	Grauwasser	Gesamt
		FA 1	FA 1	A-272-E	A-272-E	A131
Abfluss Q	l/(E·d)	1,37	0,14	8 - 50^c	75	150
TS (TR bei Urin)	g/(E·d)	57	38	61	13	70
BSB₅	g/(E·d)	5	20^b	37	18	60
N	g/(E·d)	10,4	1,5	12	1	11^d
P	g/(E·d)	1,0	0,5	1,5	0,5	1,8

^a Kennzahlen nach Fachausschuss FA 1 der DWA, Kennwerte aus dem Arbeitsblatt ATV-DVWK A 131 [ATV-DVWK, 2000b] als 85-Perzentile

Medianwerte nach DWA-A 272, Entwurf

^b ohne Toilettenpapier

^c Volumenströme variieren, abhängig vom Spülwasserverbrauch

^d Wert als TKN angegeben

7.2.3 Behandlung von Teilströmen

Eine Separation der Teilströme ermöglicht die Vermeidung von Nährstoffeintrag in den Wasserpfad und lässt aufgrund der daraus resultierenden geringeren Verdünnung andere Behandlungsverfahren als die bisher üblichen zu.

Die Ziele einer Behandlung von erfassten Teilabwasserströmen sind vielfältig und abhängig von Menge, Anfallobjekt und Möglichkeit der Nutzung der gewonnenen Produkte. In Abhängigkeit von Situation und Wirtschaftlichkeit sind wesentliche Ziele [DWA, 2008b]:

- Einhaltung von gesetzlichen Mindestanforderungen,
- Rückführung von Nährstoffen,
- Produktion lagerfähiger Nährstoffe zur Düngung,
- Produktion von Energie in Form von Biogas,
- Zerstörung problematischer Spurenstoffe im aufkonzentrierten Teilabwasserstrom,
- Erfüllung hygienischer Anforderungen,
- Verwendung des aufbereiteten Abwassers für verschiedene Nutzungen (Bewässerung, Toiletten-spülwasser, Versickerung, Einleitung in Gewässer).

Für die Erreichung der Ziele steht eine Vielzahl verschiedener mechanischer, physikalisch-chemischer und biologischer Verfahren zur Auswahl. Einige Verfahren sind aus der konventionellen Abwasserbehandlung bekannt. Die Übertragbarkeit auf die Behandlung von Teilströmen wird sich oftmals aufgrund fehlender Langzeiterfahrungen noch von Fall zu Fall bewähren müssen.

Einige der Möglichkeiten zur Behandlung sind in der folgenden *Tab. 7.3* aufgelistet.

Tab. 7.3: Möglichkeiten der Behandlung und der Verwertung für die verschiedenen Teilströme

Stoffstrom	Mögliche Behandlung	Verwertung
Fäkalien	<ul style="list-style-type: none"> • Anaerobe Vergärung ¹⁾ • Kompostierung • Trocknung 	Energiegewinnung; Düngung
Urin	<ul style="list-style-type: none"> • Lagerung in flüssiger Form • Ansäuerung • Fällung 	Düngung
Grauwasser	<ul style="list-style-type: none"> • Bepflanzte Bodenfilter • Rotationstauchkörper und andere biologische Verfahren • Membrananlagen 	Bewässerung; Brauchwasser

¹⁾ zusammen mit organischen Abfällen

Im Folgenden werden einige chemisch/physikalische Aspekte erläutert, die für die Aufbereitung und Behandlung von Gelbwasser/Urin wichtig sind [DWA, 2008b].

Die Hydrolyse von Harnstoff ist eine der dominierenden chemischen Veränderungen, die in einem Urin-Sammelsystem ablaufen. Dabei wird Harnstoff in Ammonium/Ammoniak und Carbonat umgewandelt. In den meisten Sammelsystemen wird Harnstoff innerhalb von Stunden oder wenigen Tagen vollständig hydrolysiert. In gelagertem Gelbwasser liegt dann rund 20 % bis 40 % des Stickstoffes in Form von gasförmigem Ammoniak (NH₃) vor. Als Konsequenz müssen Maßnahmen ergriffen werden, um den Stickstoffverlust zu minimieren und um die Arbeitssicherheit im Umgang mit Gelbwasser und Urin zu garantieren. Insbesondere der gasförmige Ammoniak wirkt auf Haut und Schleimhäute ätzend und wirkt in den Atmungsorganen als Reizgas.

Der durch die Harnstoffhydrolyse ansteigende pH-Wert führt auch zu einer Übersättigung einer ganzen Reihe von Mineralien. In der Praxis kann deren Ausfällung zu Inkrustationen in den Leitungen und im Lagertank führen.

Eine Maßnahme zur Behandlung von Gelbwasser/Urin ist daher die „Ansäuerung“: Die Harnstoffhydrolyse im Gelbwassersammeltank kann durch die Vorlage von Säure verhindert werden. Nebeneffekt der Ansäuerung sind positive Effekte auf die Hygiene durch die Reduktion pathogener Keime bei pH-Werten unter 4.

Ausführlich wird in [DWA, 2008b] auf die möglichen Behandlungsverfahren von Teilströmen eingegangen.

7.3 Toilettensysteme als Element für eine neuartige Sanitärtechnik

Die Beschäftigung mit neuartigen Sanitärkonzepten und der damit verbundenen Separation in Teilströme führt recht schnell zu einem Ort des Anfalls: den Toiletten. Eine getrennte Erfassung und getrennte Ableitung für eine gezielte Nährstoffnutzung erfordert eine neue Sanitärtechnik.

Die unterschiedlichen Toilettensysteme sind in der folgenden *Tab. 7.4* systematisch dargestellt. Hier wird unterschieden in Systeme mit und ohne Wasserspülung, separierende (auch no-mix-Systeme, Systeme mit getrennter Urinableitung) und nicht separierende Systeme. Die Verbrauchsangaben für die tägliche Spülwassermenge dienen als Orientierungsgröße. Vermehrt werden in letzter Zeit von den Herstellern Systeme mit geringerem Spülwasseranfalls angeboten.

Auf die Entwicklung von Toilettensystemen in den letzten beiden Jahrhunderten wird hier nicht näher eingegangen, sondern auf die Literatur verwiesen [Lange und Otterpohl, 1997].

Eine gute Übersicht über die verschiedenen, international verfügbaren Toilettensysteme mit geringem Spülwasserverbrauch findet sich in [Swedenviro, 2001].

Tab. 7.4: Systematische Darstellung der verschiedenen Sanitärinstallationen und dem täglichen Spülwasserverbrauch

Toilettensysteme							
mit Wasserspülung				ohne Wasserspülung			
nicht separierende Toiletten		Separierende Toiletten		separierende Toiletten		nicht separierende Toiletten	
Konventionelle Spültoilette WC	Vakuumtoilette	Separations-toilette	Komposttoilette mit wassergespültem Urinalteil	Komposttoilette mit Urinseparation	Trocknungstoilette	Komposttoilette	Latrinen
30–50 l/(E·d)	6–9 l/(E·d)	6–10 l/(E·d)	3–6 l/(E·d)	0 l/(E·d)	0 l/(E·d)	0 l/(E·d)	0 l/(E·d)

Beispiel:

Die BSB₅-Konzentrationen für den Ablauf aus einer konventionellen Spültoilette und für den Ablauf aus einer Vakuumtoilette sollen verglichen werden.

Nach Tab. 7.2 können die einwohnerspezifischen BSB₅-Frachten und Abflüsse für Fäkalien abgeschätzt werden.

BSB₅-Frachten:

Urin und Fäzes: (5 + 20) = 25 g BSB₅/(E·d)

Annahme Toilettenpapier: 11,5 g BSB₅/(E·d)

Abflüsse:

Urin und Fäzes: (1,37 + 0,14) rd. 1,5 l/(E·d)

konventionelle Spültoilette: 30 l/(E·d)

Vakuumtoilette: 6 l/(E·d)

Die mittleren **BSB₅-Konzentrationen** betragen:

konventionelle Spültoilette:

$$36,5 / 31,5 \cdot 1.000 = 1.159 \text{ mg BSB}_5/\text{l}$$

Vakuumtoilette:

$$36,5 / 7,5 \cdot 1.000 = 4.867 \text{ mg BSB}_5/\text{l}$$

für die Montage sind eine Zwischenwand und ein Trägergestüt mit integriertem Spülbehälter erforderlich.

Als **Vor- und Nachteile** dieser Toilette sind anzusehen:

- + Weite Verbreitung
- + Kostengünstige Herstellung
- + große Akzeptanz
- Hoher Wasserverbrauch → große Verdünnung
- Für den Transport der Fäkalien ist Wasser erforderlich, das in ausreichender Menge zur Verfügung stehen muss
- Keine Trennung von Teilströmen möglich
- Aufgrund der hohen Verdünnung ist i.d.R. nur eine aerobe Behandlung des Abwassers möglich.

7.3.1.2 Toiletten mit geringem Wasserverbrauch

Eine neue Entwicklung auf dem Sanitärtechnikmarkt ist eine Toilette, die nach den Herstellerangaben nur 2 l Spülwasser benötigt. Um einen ausreichenden Austausch des im Siphon stehenden Wassers zu gewährleisten, ist ein Wasser sparender Geruchsverschluss DN 60 erforderlich.

Diese Toilette besitzt ein Prüfzeichen und ist somit gleichwertig zu den konventionellen Spültoiletten. Praxiserfahrungen, insbesondere bezüglich der Ablagerung von Feststoffen in den Rohrleitungen und deren Remobilisierung, stehen allerdings noch aus.

7.3.1.3 Vakuumtoiletten

Vakuumtoiletten (Abb. 7.4), die im Schiffsbau und in Flugzeugen seit Jahrzehnten im praktischen Einsatz sind, benötigen je Spülung zwischen 0,5–1,0 l Wasser. Für den Einsatz im Wohnungsbau wurden diese Toiletentypen an die dort vorhandenen Anforderungen angepasst.

Der Transport der Fäkalien mit dem Spülwasser erfolgt durch den Unterdruck in der Vakuumkanalisation. Im Gegensatz zur Vakuumkanalisation, in der ein Übergabeschacht zwischen Schwerkraftentwässerung im Gebäude und dem Vakuumsystem vorgesehen ist, ist die Vakuumtoilette direkt an das Vakuumsystem angeschlossen. Bei dem Einsatz von Vakuumtoiletten wird die Vakuumkanalisation bis in das Haus geführt, das Verschlussventil stellt das Vakuumventil direkt hinter der Toilette dar.

7.3.1 Toiletten ohne Urinseparation

7.3.1.1 Konventionelle Spültoiletten

Die konventionelle Spültoilette als Sitztoilette ist im europäischen und amerikanischen Raum der Toilettentyp mit der höchsten Verbreitungsrate. Üblicherweise findet die Analhygiene mit Toilettenpapier statt, das nach dem Gebrauch mit den Fäkalien und dem Spülwasser fortgeschwemmt wird.

In Ländern mit anderem kulturellem und religiösem Hintergrund – wie die Länder mit vorwiegend islamischem Glauben – sind vorwiegend Hocktoiletten, wie sie früher in Frankreich oft anzutreffen waren, in Benutzung. Hier findet eine nasse Analhygiene statt, d.h. die Verwendung von Toilettenpapier ist unüblich.

Konventionelle, moderne Spültoiletten arbeiten mit einem Spülvolumen von 6–9 l je Spülung, oftmals sind diese Toiletten mit einer Zweitastenspülung (3 l und 6–9 l je Spülung) oder einem Start/Stop-Mechanismus ausgerüstet. Druckspüler finden heute aufgrund der mit der Spülung verbundenen Geräusentwicklung kaum noch Anwendung. Ebenfalls sind Wand hängende Toiletten als Standard in unseren Breiten anzusehen, d.h.



Abb. 7.4: Vakuumtoilette (Hersteller Fa. Roediger)

Bei Betätigung des Auslöseknopfes wird die Toilette über die beiden Spüldüsen gespült, es öffnet sich das Vakuumventil und die Flüssigkeit und die Fäkalien werden abgesaugt. Durch die mit dem Spülwasser eingesaugte Luft bildet sich ein Flüssigkeitspfropfen aus, der in dem Vakuumsystem transportiert wird. Zur Optimierung des Transports ist die Vakuumkanalisation im Sägezahnprofil zu verlegen, sodass sich in den Tiefpunkten des Kanalisationssystems die Flüssigkeit sammeln kann. Die Geräuschentwicklung beim Spülen wird hauptsächlich durch die eingesaugte Luftmenge bestimmt. Es muss daher eine möglichst geringe Öffnungszeit des Ventils angestrebt werden. Durch den Einbau von Sammelbehältern hinter den Toiletten kann eine zusätzliche Geräuschminimierung erreicht werden; hierauf wird noch einmal bei der Vorstellung des Projektbeispiels eingegangen.

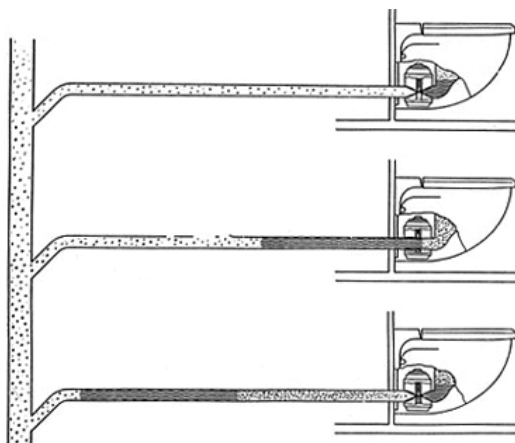


Abb. 7.5: Funktionsweise der Vakuumtoilette

Das Vakuumssystem wird mit einem Unterdruck von 0,4–0,6 bar betrieben. Die Vakuumerzeugung erfolgt durch eine zentral installierte Vakuumanlage, in der das Abwasser gesammelt und der weiteren Behandlung zugeführt wird.

Die Vakuumkanalisation hat den Vorteil, dass es sich um ein dichtes System handelt, eventuelle Undichtigkeiten sind leicht zu orten. Die Vakuumkanalisation benötigt erheblich geringere Rohrdurchmesser als die herkömmliche Schwemmkanalisation. Ferner kann die Vakuumkanalisation auch ohne Probleme in Trinkwasserschutzgebieten und Gebieten mit hohem Grundwasserstand verlegt werden, da der Eintritt von Fremdwasser, bzw. der Austritt von Abwasser ausgeschlossen werden kann. Bei der Verlegung der Vakuumkanalisation ist kein Gefälle erforderlich, es können sogar Steigungen und Hindernisse bei der Verlegung berücksichtigt werden.

Durch die Vermeidung einer unnötigen Verdünnung des Schwarzwassers wird eine anaerobe Behandlung des Abwassers ermöglicht. In der Regel werden dem System dann auch zerkleinerte Küchenabfälle direkt zugegeben.

Als **Vor- und Nachteile** der Vakuumtechnik können angesehen werden:

- + Geringer Wasserverbrauch
- + Aerobe und anaerobe Behandlung des Schwarzwassers möglich
- + Vakuumkanalisation ist ein dichtes System
- Hoher technischer Aufwand erforderlich (Vakuumerzeugung)
- Transportsystem (Vakuumkanalisation) erforderlich
- Hohe Investitionskosten
- Bisher keine weite Verbreitung
- „High-Tech“-Lösung, d.h. die Anwendung in ärmeren Ländern bedarf einer intensiven Prüfung.

7.3.2 Toiletten mit Urinseparation

7.3.2.1 Separations- oder No-Mix-Toiletten

Die Entwicklung von Separationstoiletten wurde wesentlich durch die Aktivitäten in den skandinavischen Ländern bestimmt. Aufgrund der in großen Landstrichen sehr dünnen Siedlungsdichte und der traditionell weit verbreiteten Ferienhäuser stellte sich in Schweden schon vor längerer Zeit die Frage nach adäquater Entsorgung von Toilettenabwasser auch ohne Kanalnetz und Kläranlage. Neben den üblichen Trocken- und Komposttoiletten wurden vor gut 20 Jahren Einsätze zur separaten Sammlung von Urin und Fäkalien entwickelt, die in herkömmliche Toiletten eingebaut werden konnten.

Anfang der 90er Jahre, auch mit der Verbreitung ökologischer Wohnsiedlungen, kamen die ersten Separationstoiletten auf den Markt. Inzwischen gibt es drei schwedische Hersteller von Separationstoiletten und etwa 3.000 Haushalte, die mit dieser Technik ausgestattet sind.

Alle Toiletten zeichnen sich durch zwei Abläufe aus, in denen Fäzes und Urin getrennt abgeleitet werden. Bei folgenden drei Modellen wird der Urin mit Spülwasser abgeleitet.

Bei der Toilette der Fa. Wostman Ecology AB erfolgt die Separierung durch eine Trennwand in der Toilettenschüssel. Beide Toilettenteile werden separat gespült, wobei der Mechanismus der getrennten Spülung am Spülkasten nicht sehr bedienerfreundlich ist. Die Urinableitung erfolgt über eine Schlauchleitung. Der Nachteil dieser Toilette zeigt sich bei der Benutzung der Toiletten durch Kinder und kleinere Personen. Hierbei fallen die Fäkalien teilweise in den vorderen Toilettenteil und lassen sich nur schwierig entfernen. Ferner neigt die Schlauchleitung aufgrund des geringen Querschnitts zu Verstopfungen, die in regelmäßigen Abständen entfernt werden müssen.

Eine andere Separationstoilette wird von der Fa. BB Innovations angeboten. Auch diese Toilette arbeitet mit zwei verschiedenen Spülwassereinrichtungen und -volumen. Bei dieser Toilette ist die Urinableitung anders gestaltet. Diese Toilette kann mit zwei Toilettensitzen geliefert werden, sodass diese Toilette auch von Kindern problemlos genutzt werden kann.

Ein recht neues Separationsmodell wird von der Fa. Gustavsberg hergestellt. Hier ist im vorderen Toilettenteil ein kleines Loch mit einer sehr dünnen Urinableitungsleitung eingearbeitet. Durch die besondere Gestaltung der Toilettensenkenoberfläche fließt der Urin der Auslassöffnung im vorderen Toilettenteilbereich zu. Die Toilette ist mit nur einem Spülmechanismus ausgestattet, sodass bei jeder Spülung die gesamte Toilettensenkenoberfläche gespült wird und auch ein geringer Spülwasseranteil über die Urinableitung abfließt. Der geringe Durchmesser der Urinableitung soll eine hohe Fließgeschwindigkeit gewährleisten, sodass potentielle Ablagerungen gleich abtransportiert werden.

Es gibt eine weitere Separationstoilette, bei der eine Verdünnung zu vermeiden gesucht wird. Bei der Toilette der Fa. Roediger öffnet sich bei Belastung des Toilettensitzes ein Urinablaufventil und der Urin kann unverdünnt abfließen. Bei Entlastung des Toilettensitzes wird dieser Abfluss wieder verschlossen. Bei der anschließenden Spülung wird das gesamte Toilettensenken Becken gespült, das Spülwasser fließt komplett über die Fäkalienableitung ab. Diese getrennte Urinableitung funktioniert bei dieser Toilette nur bei sitzender Benutzung; bei einer stehenden Benutzung fließt der Urin über die Fäkalienableitung ab.



Abb. 7.6: Separationstoilette Fa. Gustavsberg

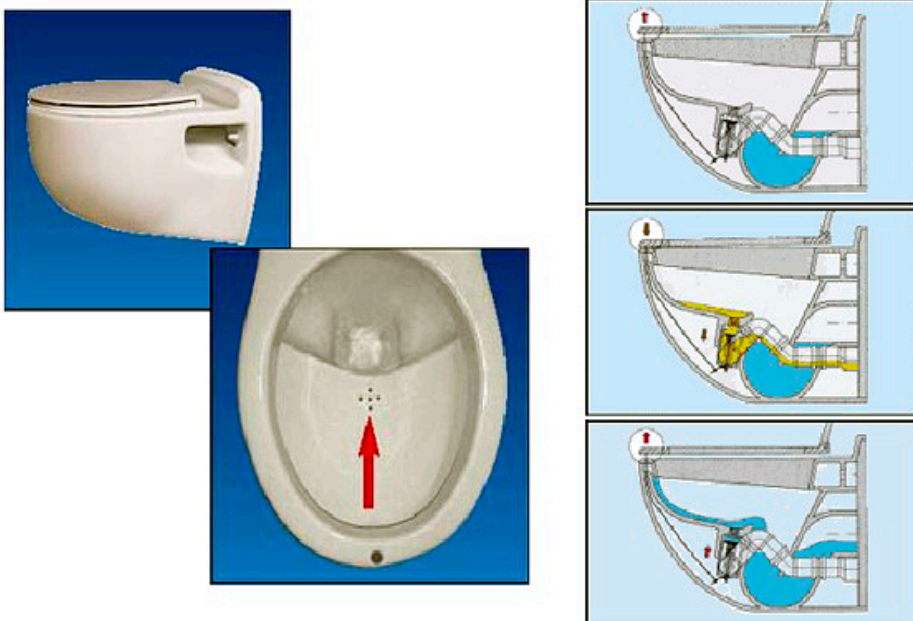


Abb. 7.7: Separationstoilette Fa. Roediger

Bisher wurde angenommen, dass durch Verdünnung mit Spülwasser die Gefahr der Urinsteinbildung (Struvit) in den Ableitungsrohren verstärkt wird. Neuere Untersuchungen zeigen dagegen, dass Verstopfungen vor allem dann auftreten, wenn kein oder nur wenig Spülwasser verwendet wird [Udert et al., 2006].

Die bisher bekannten **Vor- und Nachteile** der Toiletten lassen sich wie folgt bewerten:

- + Reduzierter Wasserverbrauch durch getrennte Spülungen
- + Trennung von Teilströmen möglich
- Transportsystem für Fäkalien und Urin erforderlich
- Sammlung bzw. Behandlung erforderlich
- zzt. noch hohe Investitionskosten für die Toiletten aufgrund der Produktion von geringen Stückzahlen
- Gegenwärtig nur geringe Verbreitung von Separationstoiletten in Deutschland
- größerer Wartungsaufwand wegen der Ausfällungen in Urinleitungen.

Bei allen Toiletten ist der Grad der Urinabtrennung natürlich von den Benutzern abhängig. Da insbesondere bei dem männlichen Bevölkerungsanteil die Frage der Sitzbenutzung von Toiletten teilweise sehr emotional gesehen wird, ist für die Steigerung der erfassten Urinmenge ein wasserloses Urinal vorzusehen.

7.3.2.2 Urinale ohne Wasserspülung

Nachdem erkannt wurde, dass sich durch den Einsatz wasserloser Urinale erhebliche ökonomische Vorteile aufgrund der Wassereinsparung insbesondere für öffentliche Toiletten mit hoher Frequentierung (Schulen, Autobahnraststätten etc.) ergeben, erstreckt sich die Anzahl der Hersteller auch auf die Anbieter konventioneller Sanitärkeramik.

Hierbei lassen sich drei verschiedene Funktionsprinzipien unterscheiden:

Urinale mit Sperrflüssigkeit

Bei diesen Urinalen erfolgt der Geruchsverschluss über einen austauschbaren Siphon, der mit einer Sperrflüssigkeit gefüllt ist. Diese Sperrflüssigkeit ist eine alkoholähnliche Flüssigkeit, die eine geringe Wasserlöslichkeit aufweist und sich somit nicht mit dem Urin vermischt und eine niedrigere Dichte als Urin aufweist. Da eine geringe Verschleppung der Sperrflüssigkeit in Abhängigkeit von der Benutzungsintensität auftritt, ist im Rahmen der regelmäßigen Reinigung und Wartung ein Wiederauffüllen des Siphons erforderlich. Da im Laufe des Betriebs Ablagerungen im Siphon auftreten, muss dieser regelmäßig ausgetauscht werden. Das Intervall für Wiederauffüllung und Austausch des Siphons richtet sich nach der Benutzungshäufigkeit der Urinale.

Die Urinale werden sowohl aus GFK als auch aus Sanitärkeramik angeboten. Für beide Urinaltypen ist eine besondere Beschichtung, die ebenfalls im Rahmen der regelmäßigen Wartung erfolgt, erforderlich, damit an

der Oberfläche anhaftender Urin nicht zu Geruchsbelästigungen führt.

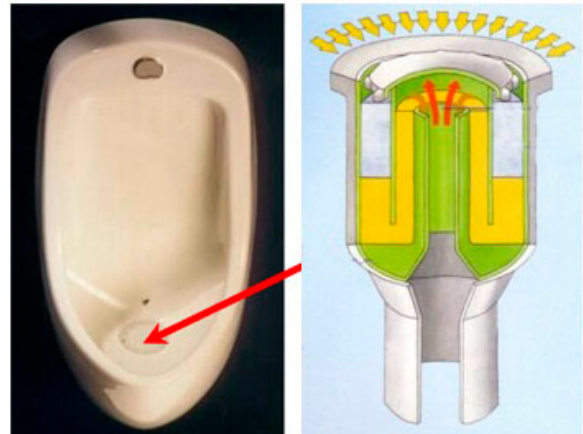


Abb. 7.8: Prinzipskizze wasserloses Urinal mit Sperrflüssigkeit

Urinale mit Verschlusskörper

Diese Urinale sind mit einem Auftriebskörper im Abflusssiphon ausgestattet, der gegen eine Gummilippe abdichtet. Bei Annäherung an das Urinal wird dieser Auftriebskörper über eine Magnetschaltung abgesenkt und öffnet einen Abflussspalt, durch den der Urin abfließen kann. Nach Benutzung wird dieser Spalt wieder verschlossen.

Urinale mit Verschlussventil

Im Urinal der Fa. Keramag befindet sich ein Gummi-ventil in Form eines Schlauches, das sich öffnet, wenn durch Urinzufuhr Druck ausgeübt wird, und das sofort wieder schließt, wenn dieser Druck nachlässt, wenn der Urin abgeflossen ist.

Die Urinaltypen können folgendermaßen bewertet werden, **Vor- und Nachteile**:

- + Nachträgliche Installation der Urinale einfach möglich
- + Ökonomische Vorteile durch Wassereinsparung
- + Sammlung des unverdünnten Urins möglich
- Regelmäßige Wartung erforderlich
- Höhere Investitionen gegenüber konventionellen Urinalen

Zwar hat es in den letzten Jahren auch die Entwicklung eines Urinals für Damen gegeben, aber es kann davon ausgegangen werden, dass sich dieses Modell aufgrund der fehlenden Akzeptanz nicht verbreiten wird.

7.3.3 Komposttoiletten

Komposttoiletten funktionieren ohne Spülwasser. Die Fäkalien fallen über ein Fallrohr in den Kompostbehälter, in dem die biologische Umsetzung der organischen Materialien erfolgt. Hieraus ergibt sich als Randbedingung, dass sich die Toilette unmittelbar über dem Kompostbehälter befindet. Zur Verbesserung des Kompostierungsvorgangs ist es wichtig, andere Substrate, z.B. Küchenabfälle und Strukturmaterial, hinzuzugeben.

Es findet in dem Kompostbehälter keine Heißkompostierung statt, sondern das organische Material wird durch Bakterien und durch Wurmkulturen, die bei der Inbetriebnahme dazugegeben werden, umgesetzt. Hierbei rutscht das alte Material langsam nach unten in Richtung Entnahmestelle, während das frische Material von oben nachgeführt wird.

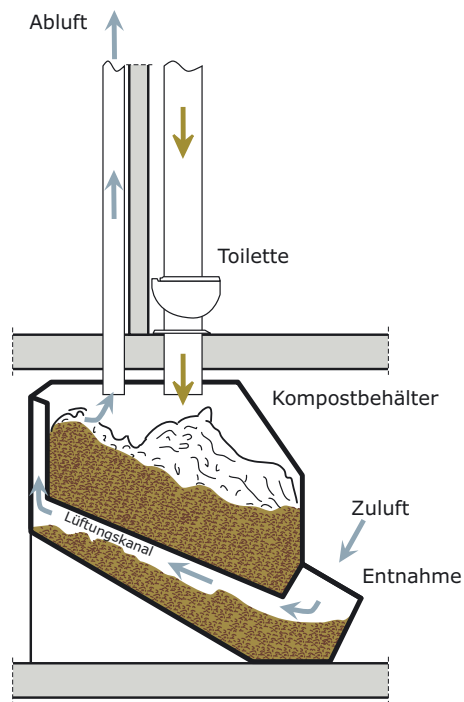


Abb. 7.9: Prinzip der Komposttoilette (Quelle: Berger Biotechnik, Deutschland, verändert)

Die Komposter werden über ein Entlüftungrohr ständig entlüftet. Hierdurch wird überschüssige Feuchtigkeit ausgetragen. Der dabei entstehende leichte Unterdruck soll verhindern, dass Gerüche über die Toilette entweichen. Temporär auftretende Fliegen sollen im Komposter zurückgehalten werden.

Infolge der langen Aufenthaltszeit von mehr drei bis vier Jahren ist das Material bei der Entnahme hygienisch unbedenklich und kann als Bodenverbesserer im eigenen Garten eingesetzt werden. Pro Person kann eine jährliche Entnahmemenge von ca. 40 l angenommen werden, wobei die Menge natürlich stark von dem Benutzerverhalten und den zugegebenen Bioabfällen abhängt. Die Zugabe von Küchen- und Bioabfällen ist erforderlich, da ein C:N-Verhältnis von 25:30 für die Kompostierung eingehalten werden muss. Der Wassergehalt sollte in einem Bereich von 50–60 % liegen.

Für die Prozesse der Kompostierung ist die Anwesenheit von Sauerstoff erforderlich. Das in regelmäßigen Abständen zuzugebende Strukturmaterial (kohlenstoffreiches, strukturreiches Material mit geringem Wassergehalt wie Rinde, Holzstücke, Stroh, Hackschnitzel) soll eine Auflockerung des Kompostmaterials bewirken. Durch die im Rahmen einer regelmäßigen Eigenwartung mittels eines speziellen Geräts händisch durchgeführte Auflockerung wird eine Verblockung des

Komposters vermieden und die Sauerstoffzufuhr verbessert. Komposter, bei denen diese regelmäßigen Arbeiten nicht durchgeführt werden, liefern ein schwarzes, stark riechendes Material, das hygienisch nicht einwandfrei ist. Ordnungsgemäß betriebene Komposter behalten als Rückstand ein erdig riechendes mutterbodenähnliches Substrat, das als Bodenverbesserer eingesetzt werden kann.



Abb. 7.10: Komposter unterhalb einer Toilette im Keller-raum [Berger, 2003]

Bei Komposttoiletten ohne Urinseparation kann es zu einer Bildung von stickstoffreichem Sickerwasser kommen, das gleichmäßig über das kompostierte Material verteilt werden kann und bei Überschuss aus dem Komposter entnommen werden muss. Infolge des hohen Flüssigkeitsanfalls kann es zu Beeinträchtigungen des Kompostierungsvorgangs kommen.

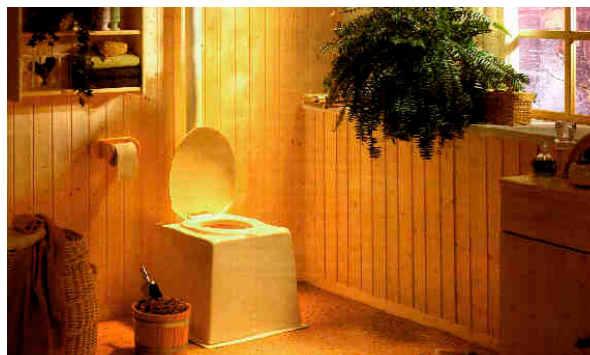


Abb. 7.11: Kompost-Toilette „Bio-Berger“

Selbstverständlich gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Systeme, von denen hier die in Deutschland bekannten Systeme dargestellt ist. Neben den vorgefertigten Komposteinheiten gibt es auch eine Vielzahl in Eigenbau erstellter Toiletten.

Komposttoiletten können folgendermaßen beurteilt werden, **Vor- und Nachteile:**

- + Kein Wasserverbrauch
- + Nutzung der Nährstoffe grundsätzlich möglich
- + Behandlung direkt an dem Anfallort
- Regelmäßige Wartung erforderlich
- großer Raumbedarf
- Enger Feuchtigkeitsbereich für Betrieb erforderlich
- Vernässung bzw. Austrocknungen können auftreten
- Oftmals Vernässung durch Urin
- Energieaustrag durch die ständige Lüftung.

7.3.3.1 Spültoiletten mit Feststoffabscheidung und Kompostierung

Da die Abflüsse herkömmlicher Spültoiletten sich aufgrund des hohen Wassergehalts nicht zur Kompostierung eignen, ist eine recht hohe Aufkonzentrierung erforderlich, die sich auch nicht durch eine Sedimentation erreichen lässt.

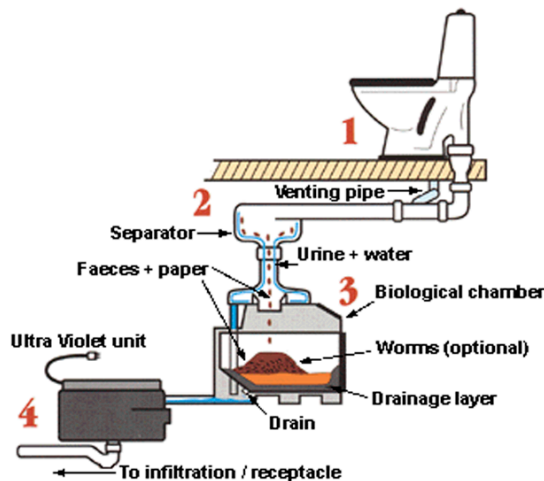


Abb. 7.12: Spültoilette mit Feststoffabscheidung und nachgeschalteter Kompostierung [Aquatron, 2003]

Durch einen speziell konstruierten Hydrozyklon lässt sich eine Aufkonzentrierung der Feststoffe erreichen, sodass sich einer Spültoilette eine Kompostierung nachschalten lässt.

Dieser Abscheider wird in den Abfluss des Toilettenabflusses integriert, wobei die für die Abscheidung erforderliche Energie über ein hohes Gefälle im Zulauf erreicht wird. Es ist somit ein ausreichendes hydraulisches Gefälle für die Anordnung eines solchen Abscheiders erforderlich (Abb. 7.12).

Der Abscheider kann wie folgt eingeordnet werden, **Vor- und Nachteile:**

- + Kompostierung von Feststoffen möglich
- keine Nährstoffseparation
- großer Raumbedarf
- ausreichendes Gefälle im Zulauf des Abscheiders erforderlich
- nur Anschluss einer geringen Anzahl von Toiletten (1–4) möglich.

7.3.3.2 Komposttoiletten mit wassergespültem Urinalteil

Eine Weiterentwicklung der Komposttoiletten sind die Modelle mit Urinseparation.

Bei dieser Toilette erfolgt wie bei den schwedischen Separationstoiletten eine Ableitung des Urins über eine Schlauchleitung. Die Urinableitung erfolgt bei diesem Modell mit Spülwasser.

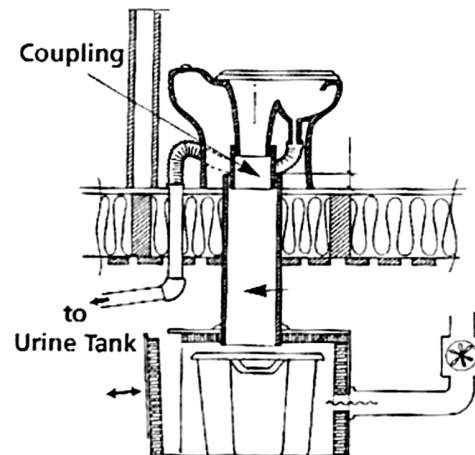


Abb. 7.13: Prinzipskizze Komposttoilette mit Urinseparation [Fa. WostMan Ecology, o.J.]

7.3.3.3 Komposttoiletten mit Urinseparation

Für die bereits beschriebenen Komposttoiletten ist ein Einsatz für die Urinabtrennung als Nachrüstung verfügbar. Die Urinableitung erfolgt ohne Wasserspülung, sodass eine Verdünnung des gesammelten Urins nicht auftritt.

7.3.3.4 Trocknungstoiletten

In Ländern mit anderen Klimabedingungen können aufgrund der höheren mittleren Jahrestemperaturen insbesondere als dezentrales Entsorgungssystem auch Toiletensysteme mit Fäkalientrocknung Anwendung finden.

Diese Sanitärsysteme sind bereits in vielen Ländern mit Erfolg angewendet worden.

Die Toiletten werden als Zwei-Kammer-Systeme gebaut, die wechselweise betrieben werden. Nach Benutzung der Toilette wird durch Zugabe von Holzspänen oder Asche überschüssige Feuchtigkeit gebunden. Nach ca. einjährigem Betrieb wird die Kammer gewechselt und die vorher betriebene Kammer geschlossen. Nach einer einjährigen Lagerung sind die Fäkalien getrocknet und können als Bodenverbesserer in der Landwirtschaft verwendet werden.

Der Urin wird getrennt abgeleitet und separat gesammelt. Überschüssige Flüssigkeit aus der Fäkalienkammer wird in ein kleines Pflanzenbeet abgeleitet, wo sie von Pflanzen aufgenommen wird bzw. verdunstet.

In regelmäßigen Abständen sollten die angefallenen Fäkalien zur Vergrößerung der Trocknungsoberfläche gleichmäßig in der Kammer verteilt werden.

7.4 Teilstromverfahren, Projektbeispiele

Unter Einbeziehung der oben beschriebenen Toiletten-systeme lässt sich eine Vielzahl von Verfahren zur Teilstromtrennung, der Verwertung, Wiederaufbereitung und Nutzung von Teilströmen erarbeiten. Neben den lokalen Randbedingungen müssen dabei auch die ökologischen und ökonomischen Vorteile gegeneinander abgewogen werden.

Einen Überblick über mögliche Systeme geben die *Tab. 7.5* und die Systemdarstellungen in *Abb. 7.14*, *Abb. 7.15* und *Abb. 7.16*.

Im Anschluss an die Systemdarstellungen werden verschiedene bereits realisierte oder in Planung befindliche Projekte zum Thema neuartige Sanitärsysteme detaillierter vorgestellt.

Tab. 7.5: Gliederung von Abwasserinfrastruktursystemen nach Gruppen [DWA, 2008b]

Nr.	Name Systemgruppe	Stofftrennung	Stoffströme	Behandlungsziel
1	1-Stoffstromsystem	Gemeinsame Ableitung	Schmutzwasser	Ableitung und Elimination
				Rückgewinnung und Nutzung
2	Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem	Abtrennung Grauwasser	Grauwasser	Rückgewinnung und Nutzung
		Rest-Abwasser mit verringerter Fracht und Menge	Schwarzwasser	
3	Urintrennung 2-Stoffstromsystem	Abtrennung Gelbwasser	Gelbwasser	Rückgewinnung und Nutzung
		Rest-Abwasser mit verringerter Fracht	Braun/Grauwasser	
4	Urintrennung 3-Stoffstromsystem	Abtrennung Gelb- und Grauwasser	Gelbwasser Grauwasser	Rückgewinnung und Nutzung
		Rest-Abwasser mit verringerter Fracht und Menge	Braunwasser	
5	Fäkaliensystem 2-Stoffstromsystem (Trockentoiletten)	Abtrennung Grauwasser Unverdünnte Nass-Fäkalien Kein Rest-Abwasser	Grauwasser Fäkalien	Rückgewinnung und Nutzung
6	Urintrennung 3-Stoffstromsystem (Trockentoiletten)	Abtrennung Gelb- und Grauwasser	Urin Grauwasser	Rückgewinnung und Nutzung
		Unverdünnte Trocken-Fäkalien Kein Rest-Abwasser	Fäzes	

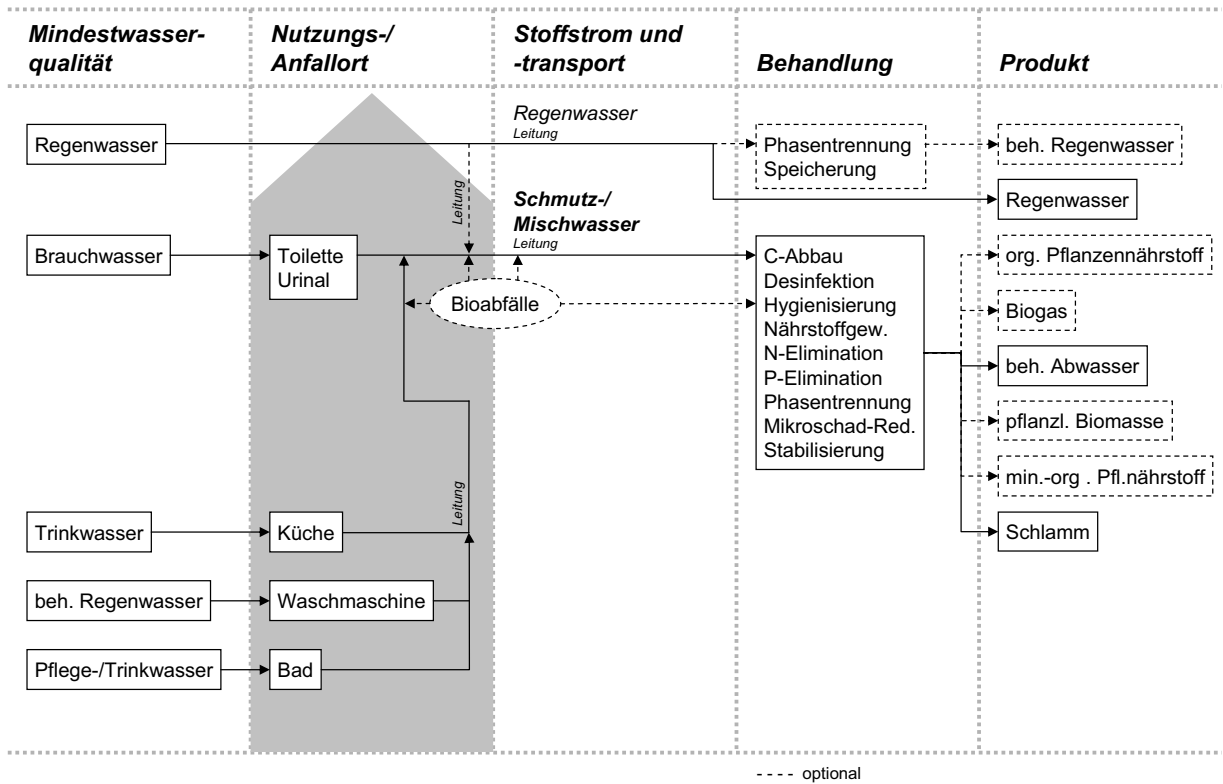


Abb. 7.14: Systemdarstellung für 1-Stoffstromsysteme [DWA, 2008b], konventionelles System

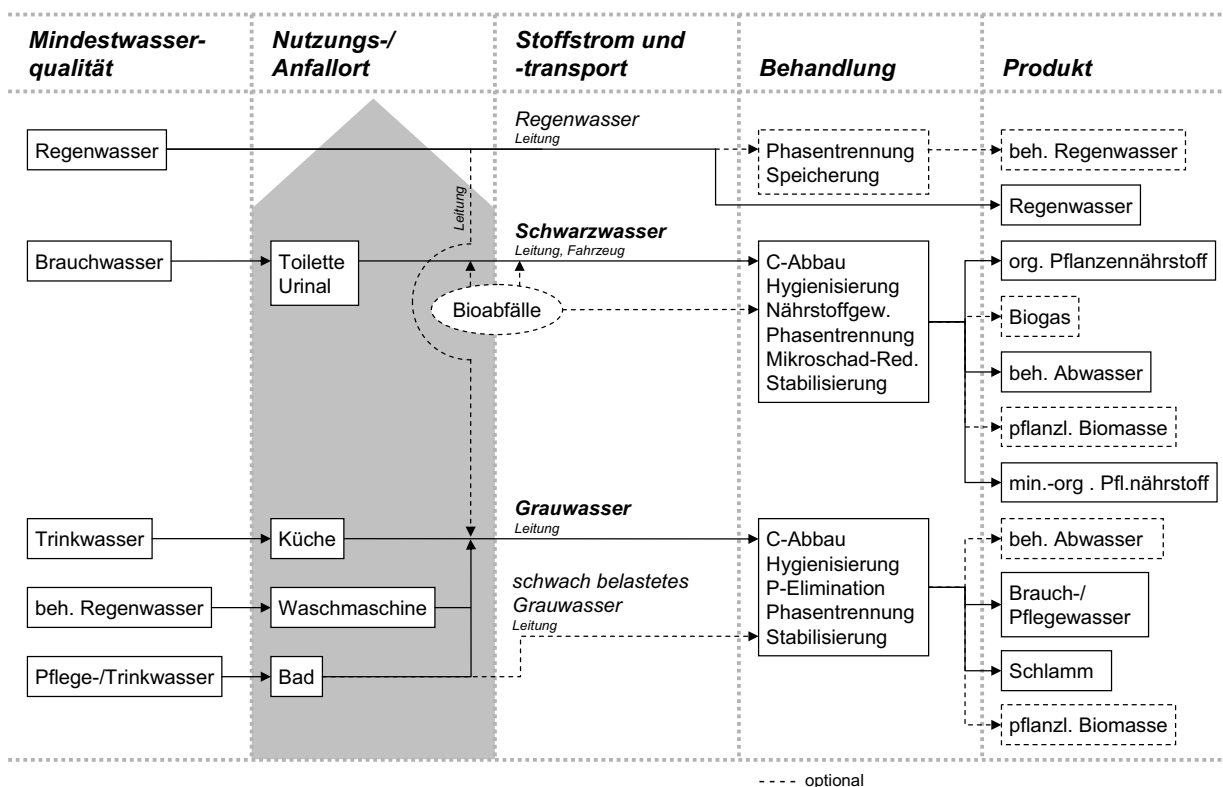


Abb. 7.15: Systemdarstellung für Schwarzwasser 2-Stoffstromsysteme [DWA, 2008b]

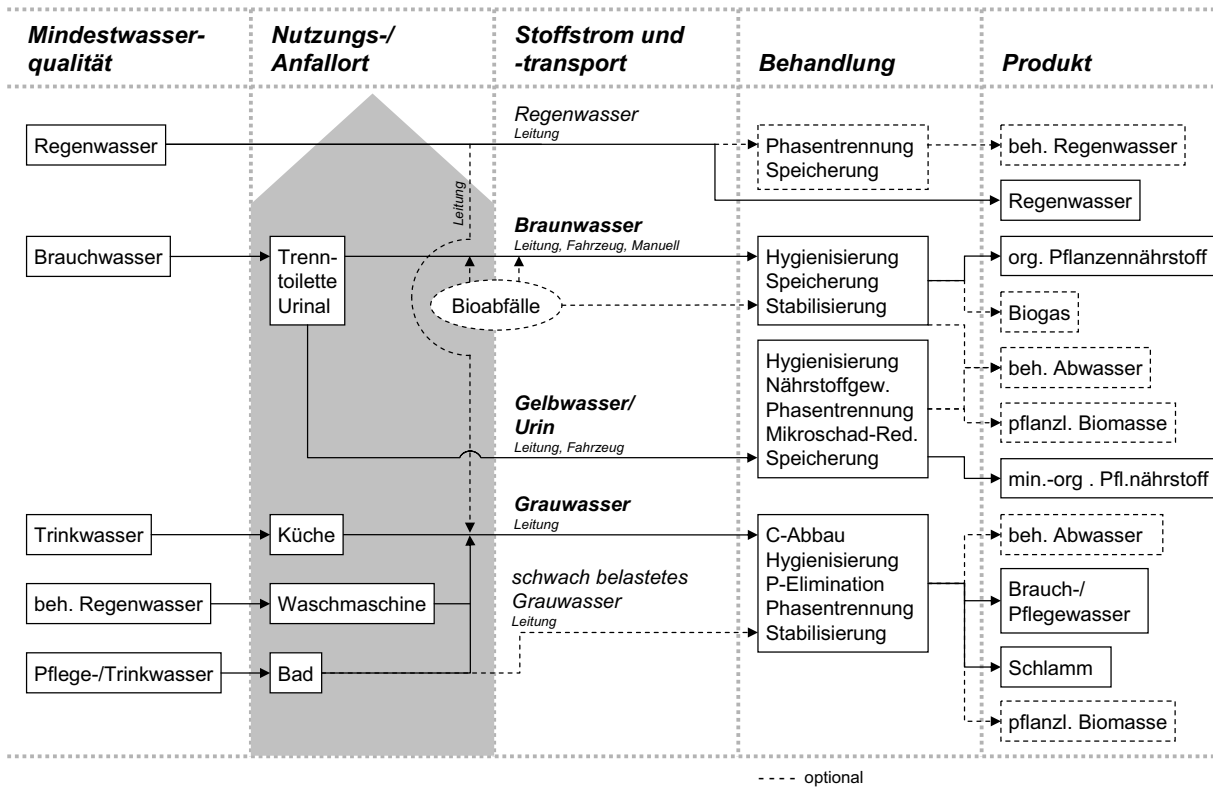


Abb. 7.16: Systemdarstellung für Urintrennung 3-Stoffstromsysteme [DWA, 2008b]

7.4.1 Verfahren mit Urintrennung

7.4.1.1 Dezentrales System Lambertsmühle

Für das Projekt „Lambertsmühle“ wurde aufgrund der örtlichen Situation ein autarkes Abwasserbehandlungskonzept entwickelt, das auf Teilstromerfassung und -behandlung basiert.

Aufgrund der Reaktivierung eines Mühlgrabens musste die dort vorhandene Sammelgrube stillgelegt werden. Da ein Anschluss an ein öffentliches Kanalnetz wegen der weiten Wegstrecken mit hohen Investitionskosten

verbunden wäre, wurde auch weiterhin eine eigenständige Abwasserbehandlung favorisiert. Der Ausbau der Mühle zu einem Museum mit dem Titel „Vom Korn zum Brot“ wurde nach Abstimmung mit den Genehmigungsbehörden um ein Abwasserkonzept mit Rückführung von Nährstoffen in den Nährstoffkreislauf ergänzt. Das Abwasserkonzept sieht die getrennte Erfassung des Teilstroms Urin sowie die getrennte Erfassung, Ableitung und Behandlung der Teilstrome Grau- und Braunwasser vor.

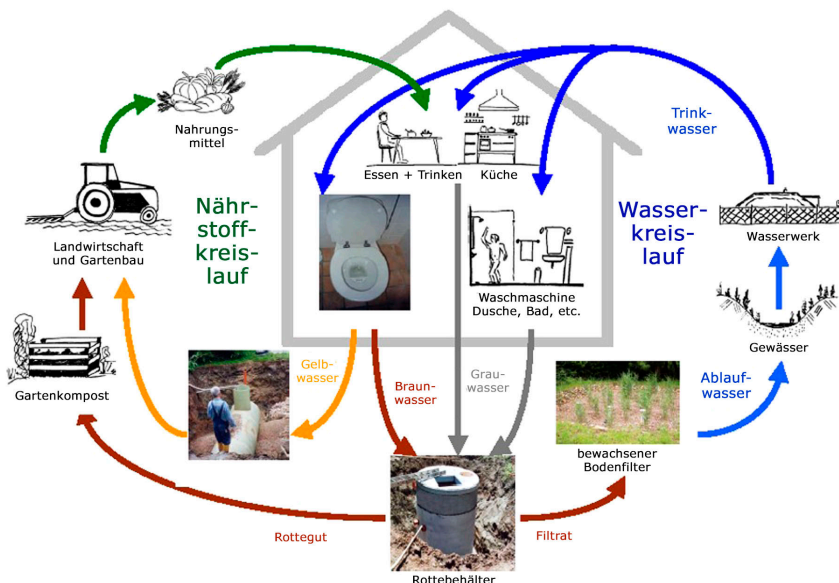


Abb. 7.17: Abwasserkonzept der Lambertsmühle [Wupperverband, 2003]

Ein Fließschema (Abb. 7.17) zeigt neben den einzelnen Teilströmen deren Trennung und Verbleib den vereinfachten Kreislaufgedanken des ganzen Konzepts. Es wird unterschieden zwischen dem Nährstoffkreislauf, dem hier auch der Teilstrom Urin zugerechnet wird, und dem Wasserkreislauf.

Urin (Gelbwasser) und Fäzes (Braunwasser) werden in Toiletten getrennt erfasst. Es sind in dem Gebäude drei verschiedene Separationstoiletten eingesetzt (WostMan Ecology AB, BB Innovations, Roediger).

Der getrennt erfasste und gesammelte Urin wird nach Sammlung und Lagerung an der Lamberts-mühle durch einen benachbarten Landwirt der Gülle zugegeben und zur Düngung benutzt.

Die Fäzes werden wie herkömmlich über eine Freigefälleleitung abgeleitet. Zur Feststoffabtrennung beim Grau- und Braunwasser werden Filtersäcke eingesetzt, in denen die Feststoffe zurückgehalten, entwässert und kompostiert werden sollen. Nach einer erforderlichen Nachkompostierung kann der Rottekompost zur Bodenverbesserung genutzt werden. Das Filtrat der Rotesäcke ist wegen des fehlenden Teilstroms Urin nährstoffarm, daher wird eine Behandlung im bewachsenen Bodenfilter möglich.

Das Forschungsprojekt zur Begleitung des Projekts Lamberts-mühle wurde durch das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) gefördert. Am Beispiel der Lamberts-mühle in Burscheid wurde die Machbarkeit einer Teilstrombehandlung und eine Schließung von Wasser- und Nährstoffkreislauf geprüft und es konnten umsetzbare zukunftsfähige Lösungen für ähnliche Standorte empfohlen werden.



Abb. 7.18: Urinspeicher in der Lamberts-mühle (vor dem Einbau)

Folgende Schwerpunkte wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens untersucht:

- Grad der Trennung des Nährstoff- und Wasserkreislaufs,
- Teilstrombehandlung (Reinigungsleistungen, Betriebsbeurteilungen etc.) unter Praxisbedingungen,
- hygienische Beschaffenheit (Keimzahl bei 20 °C und 36 °C, Escherichia coli, Clostridium perfringens, Salmonellen),
- Nährstoffgehalt,
- Arzneimittelrückstände,

- Stoffbilanzierung unter Praxisbedingungen und
- Entwicklung und Darstellung eines Verwertungskonzepts im Rahmen der Museumskonzeption und für landwirtschaftliche Betriebe.

Die Inbetriebnahme der Anlagenteile erfolgte im August 2000. Seitdem erfolgt eine regelmäßige Probenahme im Ablauf des bewachsenen Bodenfilters nach der Selbstüberwachungs-Verordnung (SüwV) bis hin zu einzelnen detaillierten Messprogrammen. Die Forschungsergebnisse sind in [Bastian et al., 2005] und [Oldenburg et al., 2002] publiziert.

Je nach Belastungszustand des bewachsenen Bodenfilters können im Zulauf Konzentrationen, die denen konventioneller Kläranlagen durchaus vergleichbar sind, auftreten. Da im Rahmen des Umbaus der Lamberts-mühle eine Toilette nicht durch eine separierende Toilette auszutauschen war, sind geringe Stickstoffeinträge in das Grauwasser aus der Benutzung dieser Toilette zu erwarten. Die Stickstoffkonzentrationen im Zulauf zum bewachsenen Bodenfilter liegen deutlich unter 20 mg/l N_{ges} . Mit etwa 5 mg PO_4^- -P/l befindet sich im Grauwasser eine relativ hohe Konzentration, die vermutlich aus Waschmitteln, Geschirrspülmitteln und Duschgelen stammt.

Nach einer Einarbeitungsphase lagen die Ablaufwerte des bewachsenen Bodenfilters deutlich unter den seitens der Genehmigungsbehörde gestellten Anforderungen (CSB < 150 mg/l, BSB₅ < 40 mg/l). Die Ablaufwerte können somit auch im Winterbetrieb mit deutlichen Sicherheiten eingehalten werden. Die Nährstoffablaufkonzentrationen der Pflanzenkläranlage liegen für Gesamtstickstoff bisher weit unter 18 mg/l, jedoch werden für Gesamt-Phosphor im Mittel 1,4 mg/l erreicht. Der Wert für die Phosphor-Ablaufkonzentrationen ist auf die hohen Zuflusskonzentrationen zurückzuführen.

Probenahmen im Gelbwasserspeicher ergaben Gesamtstickstoffkonzentrationen von über 1.200 mg/l, eine Gesamtphosphorkonzentration von mehr als 120 mg/l und einen CSB von ca. 10.000 mg/l. Hier werden die hohen Nährstoffkonzentrationen deutlich, die eine Düngernutzung des Urins sinnvoll machen.

Ergebnisse der ersten hygienischen Untersuchungen ergaben, dass ein niedriger pH-Wert im Gelbwasserspeicher für eine niedrige Keimbelastung sorgt. Daher wurde das Gelbwasser zeitweise auf pH < 3 mit Schwefelsäure stabilisiert. Die zunächst eingesetzte Essigsäure wurde von den Mikroorganismen im Urin abgebaut, sodass pH = 3 nicht gehalten werden konnte.

Zusätzlich wurde in einem Laborversuch der Entwicklung des pH-Wertes und des Stickstoffgehaltes ohne pH-Regelung im Batchbetrieb nachgegangen. In einem Batch-Versuch wurde eine Urinprobe mit Schwefelsäure auf pH = 3 gebracht, parallel dazu wurde unbehandelter Urin, der einen pH-Wert von 9 aufwies, untersucht. In beiden Fällen konnte über eine Untersuchungszeit von 4 Monate nur eine geringfügige Veränderung der pH-Werte (von 3 auf 3,1 bzw. von 9 auf 8,6) festgestellt werden. Die folgende Abbildung zeigt die Stickstoffverluste in den beiden Batch-Ansätzen.

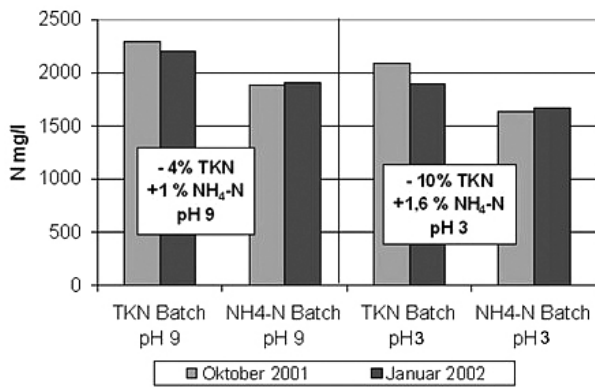


Abb. 7.19: Stickstoffverluste bei der Lagerung von Urin in geschlossenen Behältern

7.4.1.2 Urinseparation in Skandinavien

In verschiedenen Projekten in Schweden und Dänemark wurden Urin separierende Systeme, anfangs vorwiegend in ökologisch orientierten, später auch in anderen Projekten eingebaut. Einen finanziellen Anreiz für die Installation solcher separierender Systeme bot dabei das städtische Wasserver- und Entsorgungsunternehmen in Stockholm „Stockholmvatten“, das mit dem Argument der erheblich geringeren Abwasserbelastung bei Urinseparation die Abwassergebühren für die Nutzer solcher Systeme um 1 SKr/m³ Abwasser gesenkt hat.

Die in Schweden realisierten Konzepte sind für die Grauwasserableitung noch an die zentrale Infrastruktur angeschlossen.

Die Ökosiedlung „Understenshöjden“ ist ein privat organisiertes Wohnprojekt. Unter ökologischen Gesichtspunkten wurde eine kleine Wohnsiedlung errichtet, in der zur Deckung des Energiebedarfs ein Blockheiz-

kraftwerk und Sonnenenergie eingesetzt werden. Der Urin wird in Separationstoiletten der Firma BB Innovation separat erfasst und in zwei Speichertanks von jeweils 40 m³ am Rande der Siedlung gesammelt. Das Grauwasser wird in die öffentliche Kanalisation abgeleitet.



Abb. 7.20: Wohnkomplex Gebers bei Stockholm (Foto Oldenburg)



Abb. 7.21: Separationstoiletten Wohnkomplex Gebers bei Stockholm (Foto Oldenburg)



Abb. 7.22: Fäkalientonnen Wohnkomplex Gebers bei Stockholm (Foto Oldenburg)



Der gesammelte Urin wird zu landwirtschaftlichen Versuchsfeldern am BorsjönsSee südlich von Stockholm gebracht.

Das ökologische Wohnprojekt „Gebers“ entstand in einem ehemaligen Altenheim. Ein Ziel des Projektes ist die Rückführung aller Nährstoffe aus menschlichen Abfällen und Ausscheidungen in den landwirtschaftlichen Kreislauf. Der Wohnkomplex besteht aus 32 Wohnungen mit insgesamt etwa 80 Bewohnern.

Hier werden trockene Separationstoiletten eingesetzt. Erstmals werden hier auch die Fäkalien gesammelt und genutzt. Es wird eine Separationstoilette der Fa Wost-Man Ecology AB eingesetzt. Die Urinschüssel wird mit 0,1 l Wasser gespült. Die hintere Schüssel wird, wie bei einer Komposttoilette, nicht gespült.

Die Fäkalien werden in Tonnen im Keller des Gebäudes gesammelt.

Mithilfe von Ventilatoren wird das System über das Dach entlüftet. Geruchsprobleme treten so nicht auf. Nach spätestens 6 Monaten wird die Fäkalientonne von den jeweiligen Bewohnern auf einen gemeinsamen Kompostplatz entleert, wo sich eine 3- bis 4-jährige Kompostierung anschließt. Die halbjährliche Leerung ist notwendig, um einem Fliegenbefall vorzubeugen.

Der Urin wird in Speichertanks im Keller des Hauses zwischengelagert und 3- bis 4-mal pro Jahr zu großen Speichertanks an den zu düngenden Feldern transportiert. Hier wird eine Mindestspeicherzeit von 6 Monaten gewährleistet.



Abb. 7.23: Urinspeicher Wohnkomplex Gebers bei Stockholm (Foto Oldenburg)

7.4.1.3 Urinbewirtschaftung für zentrale Systeme

Die Idee einer Urinbewirtschaftung für zentrale Systeme haben [Larsen und Gujer, 1996] mit dem ANS-System (Anthropogenic nutrient solutions) entwickelt. Der abgetrennte Urin soll nach diesem Verfahren dezentral zwischengelagert werden und in der Nacht, wenn die Kanalisation fast nur Fremdwasser führt, abgeleitet werden und zur Kläranlage fließen, wo er separat erfasst und behandelt werden kann.

Die Urinspeicher werden zentral gesteuert und zum gewünschten Zeitpunkt geöffnet. Soll der Urin als Rohstoff für Dünger dienen, erfolgt der Transport in der Nacht. Wird ein Stickstoff-Frachtausgleich betrieben, braucht es eine Steuerstrategie.

Dieses Verfahren der Urinbewirtschaftung wurde bisher noch nicht in die Praxis umgesetzt, somit stehen praktische Erfahrungen hiermit noch aus.

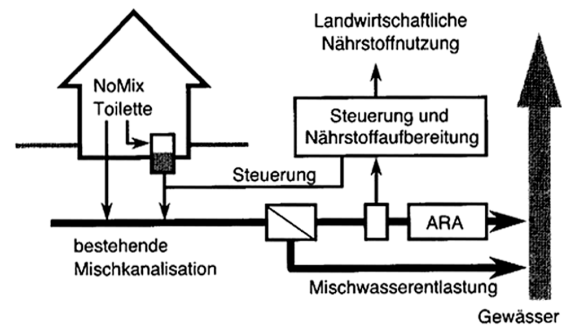


Abb. 7.24: Transport des Urins im ANS-System [Larsen und Gujer, 1996]

7.4.2 Verfahren mit Vakuumtoiletten

7.4.2.1 Kleines zentrales System Flintenbreite

In der Wohnsiedlung Flintenbreite in Lübeck wurde ein Sanitärkonzept mit der Trennung in die folgenden Teilströme:

- Regenwasser,
- Schwarzwasser und
- Grauwasser

realisiert.

Auf einer Fläche von 5,6 ha, hiervon 3,5 ha bebaute Fläche, werden 45 Reihenhäuser, 12 Doppelhäuser, 56 Etagenwohnungen und ein Gemeinschaftshaus in Niedrigenergiestandardbauweise errichtet. Dies bedeutet im Endausbau eine Bewohnerzahl von ca. 350 Menschen. Die Siedlung verfügt über eine eigene Ver- und Entsorgungsstruktur, die unter anderem das Nahwärmenetz, die Energieversorgung, die Trinkwasserverteilung, die Abwasserentsorgung und ein Kommunikationsnetz umfasst. Sämtliche technischen Einrichtungen des Wasser- und Energiesystems (Anlagen zur Wärme- und Energieerzeugung, Verteilungsanlagen, Vakuumanlage, Biogasanlage) sind in dem zentralen Gemeinschaftshaus untergebracht und werden durch einen Hausmeister bedient und gewartet.

Die Siedlung ist nicht an die zentrale städtische Kanalisation angeschlossen, sondern das Abwasser wird getrennt erfasst und behandelt. Die einzelnen Bausteine des Abwasserkonzepts sind aus *Abb. 7.25* ersichtlich.

Durch den Einbau von Vakuumtoiletten kann die Spülwassermenge bis auf 0,7 l je Spülung reduziert werden. Das Schwarzwasser als nährstoffhaltigster Stoffstrom fällt so in einer geringen Verdünnung an. Für den Transport des Schwarzwassers ist ein Vakuumsleitungsnetz DN 50–65 im Sägezahnprofil verlegt. Da dieses System zum Transport kein Gefälle benötigt, ist die Verlegung gemeinsam mit den anderen Versorgungsleitungen (Wasser, Nahwärme, Elektro, Kommunikation) in einer Leitungstrasse möglich.

Das Vakuum wird über die zentrale Vakuumstation erzeugt, die in dem Gemeinschaftshaus der Siedlung installiert ist.

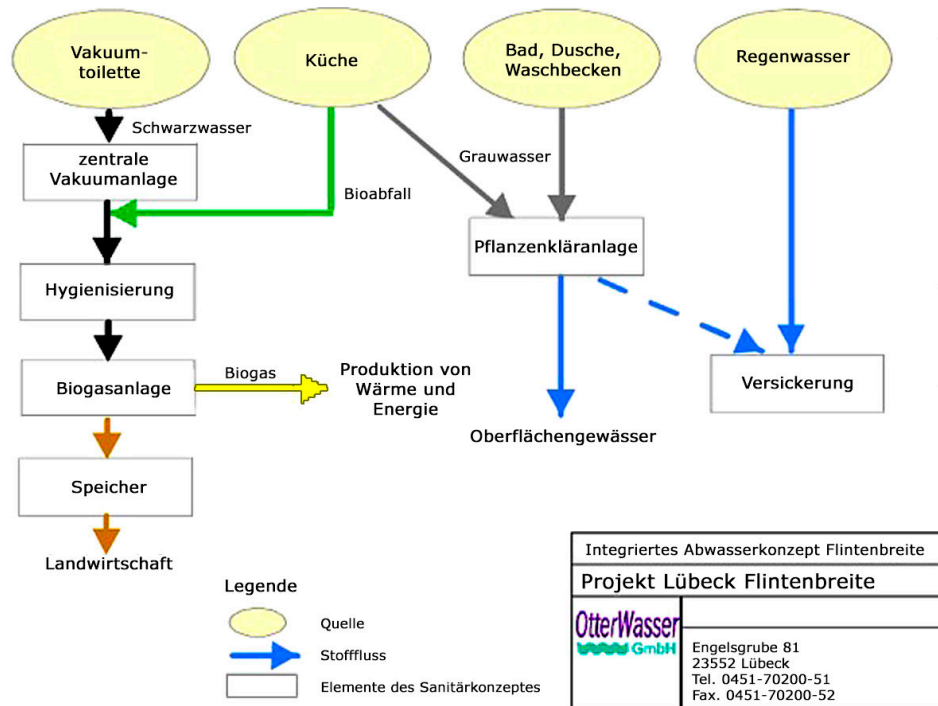


Abb. 7.25: Abwasserkonzept der Wohnsiedlung Flintenbreite in Lübeck

Die Bioabfälle werden über Biotonnen gesammelt, zerkleinert und kontrolliert dem Schwarzwasser im Gemeinschaftshaus zugegeben. Das Gemisch aus Schwarzwasser und zerkleinertem Bioabfall wird durch Erhitzen hygienisiert und in eine im mesophilen Temperaturbereich arbeitende Biogasanlage geleitet.

Nach der Stabilisierung durch die anaerobe Behandlung verbleibt ein nährstoffhaltiges flüssiges Produkt, das vor Ort gespeichert und von einem benachbarten Maschinenring abgeholt wird. Dieser übernimmt die Verteilung unter seinen Mitgliedern und die Saisonspeicherung zu Zeiten, in denen keine Nährstoffe auf die Felder aufgebracht werden dürfen. Im Gegenzug werden Produkte der entsprechenden Betriebe in der Siedlung direkt vermarktet. Durch diese Behandlung kann ein wesentlicher Anteil der in den Abwässern enthaltenen Nährstoffe wieder als Düngestoff in der Landwirtschaft genutzt werden und den mit hohem Energieaufwand erzeugten mineralischen Kunstdünger ersetzen. Durch den Einsatz von Kunststoffleitungen zur Trinkwasserversorgung wird der Eintrag von Kupfer und Zink in das Trinkwasser reduziert und die Schwermetallkonzentrationen im Schwarzwasser verringert.

Das bei der anaeroben Behandlung anfallende Biogas wird im Blockheizkraftwerke (BHKW) direkt zur Strom- und Wärmeversorgung genutzt. Die für die Hygienisierung und die Temperierung der Biogasanlage erforderliche Wärme wird ebenfalls durch das BHKW erzeugt. Der Energiebedarf der Häuser, der aufgrund der Niedrigenergiebauweise gegenüber konventioneller Bauweise schon erheblich reduziert ist, wird somit bis zu einem Anteil von 5–10 % aus dem Biogas gedeckt. Die Energieversorgung der Siedlung durch das BHKW wird ergänzt durch thermische Solaranlagen,

die im Wesentlichen zur Erwärmung des Brauchwassers dienen, und zwei Brennwertkessel, die für die Abdeckung des Spitzenwärmebedarfs vorgesehen sind. Die durch das BHKW und die Photovoltaik erzeugte elektrische Energie wird zu großen Teilen direkt in der Siedlung verbraucht, kann aber auch in das öffentliche Netz eingespeist werden.

Das aus den Häusern abfließende Grauwasser wird in Freispiegleitungen den drei auf dem Gelände der Siedlung verteilten Pflanzenkläranlagen zugeleitet. Nach einer Vorklärung durch Sedimentation werden die vertikal durchströmten bewachsenen Bodenfilter (Pflanzenkläranlage) intermittierend beschickt. Das in den bewachsenen Bodenfiltern gereinigte Grauwasser fließt anschließend in einen nahe gelegenen Vorfluter bzw. versickert auf dem Weg dorthin.



Abb. 7.26: Zentrale Vakuumanlage der Wohnsiedlung Flintenbreite in Lübeck (Foto Oldenburg)



Abb. 7.27: Misch- und Hygienisierungsbehälter der Biogasanlage der Wohnsiedlung Flintenbreite in Lübeck (Foto Oldenburg)

Die Ausbildung der Dachgeschosse der Häuser als gekrümmte Dachfläche, durch die zusätzlicher Wohnraum gewonnen wird, lässt lediglich Metall als Dacheindeckungsmaterial zu. Durch die Verwendung von Aluminium soll der Austrag von Metallen und die Akkumulation von Metallen bzw. Schwermetallen in den Boden bei der Versickerung deutlich reduziert werden. Das Regenwasser wird oberflächennah in Rinnen, die in die befestigte Oberfläche (Wege, Straßen) integriert sind, abgeleitet und in dezentral angeordneten Mulden auf dem Siedlungsgelände versickert. Bei Bedarf kann das Regenwasser aber auch in den nahe gelegenen Bach abgeleitet werden.

Für das Funktionieren der technischen Einrichtungen in diesem Maßstab, die auf der engen Verzahnung zwischen den verschiedenen Ver- und Entsorgungsbereichen aufgebaut sind, ist die Errichtung einer Betreibergesellschaft sinnvoll. Für die ökologische Wohnsiedlung Flintenbreite ist eine Betreibergesellschaft gegründet, der alle Eigentümer und Bewohner der Siedlung angehören. Diese Betreibergesellschaft finanziert die Infrastruktur vor, errichtet und betreibt die Anlagen und refinanziert sich durch eine Umlage beim Erwerb der Häuser und durch eine verbrauchsabhän-

gige Kostenumlage. Dabei entsteht ein Arbeitsplatz für einen Hausmeister zur Betreuung der Gesamtanlage.

Die ersten technischen Anlagen der Siedlung wurden im Februar 1999 in Betrieb genommen. Die neuen Techniken und Installationsmaterial haben bei den ausführenden Firmen einige Zeit der Eingewöhnung benötigt. Die Erfahrungen aus dem Bau der ersten Wohneinheiten führten zu einer erheblich schnelleren Fertigstellung bei den nachfolgenden Einheiten.

2003 waren 28 Wohneinheiten mit insgesamt 90 Einwohnern bewohnt und es liegen erste Erfahrungen mit dem Betrieb der Anlagenteile vor.

Die Vakuumanlage funktioniert störungsfrei. Da die Installation der Toiletten als neue Technik für die Handwerker ungewohnt war, ist eine nachträgliche Feinjustierung der Wasser- und Luftmengen der Toiletten erforderlich, die im Betrieb durch den vor Ort tätigen Hausmeister erledigt wird.

Hierdurch konnte eine Reduzierung des Spülwasservolumens auf ca. 0,7 l je Spülung erreicht werden. Im Anfangsbetrieb kam es zu Betriebsstörungen, da trotz Einweisung der Bewohner und der Verteilung von Informationsmaterial Störstoffe (Katzenstreu, Papier, Damenbinden etc.) in das Vakuumsystem gelangen und Störungen verursachten. Nach einer erneuten Aufklärung gingen die Störstoffeinträge deutlich zurück. Hierbei erwies sich der Einbau der hausinternen Sammelbehälter zur Geräuschreduzierung als richtige Entscheidung, da alle Störstoffe dort zurückgehalten wurden und nicht zu einer Störung in der zentralen Vakuumkanalisation führten. Durch konstruktive Modifikationen des Herstellers konnten die bisher aufgetretenen Störungen weiterhin reduziert werden. Der Betriebsaufwand für den Betrieb der Vakuumanlage betrug bei 30 Wohneinheiten ca. 1 Stunde je Woche.

Nach einer Eingewöhnungszeit wird die Toilettentechnik durch die Bewohner nicht anders als herkömmliche Toiletten beurteilt, einigen Bewohnern erscheint die Toilette hygienischer als die herkömmlichen Spültoiletten.

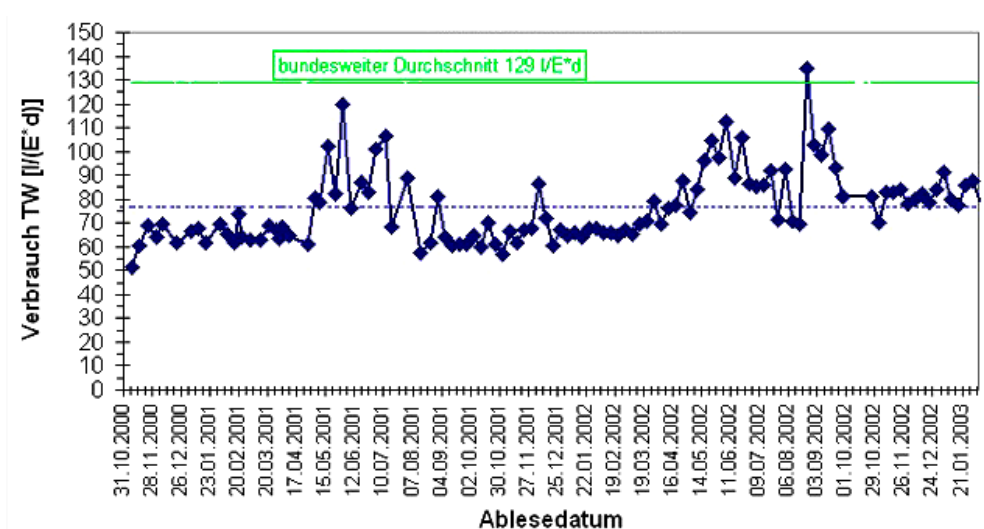


Abb. 7.28: Trinkwasserverbrauch in der Wohnsiedlung Flintenbreite in Lübeck

Der Trinkwasserverbrauch (Abb. 7.28) ist – bei hohem Komfort im Sanitärbereich – als sehr niedrig anzusehen und ist in seiner Größenordnung aus anderen ökologischen Siedlungen mit Teilstromerfassung und Komposttoiletten bekannt. Eine detaillierte Untersuchung zum Wasserverbrauch und Nährstoffverteilung der beiden Teilströme Schwarzwasser und Grauwasser im März des Jahres 2001 zeigt die Verteilung in Abb. 7.29.

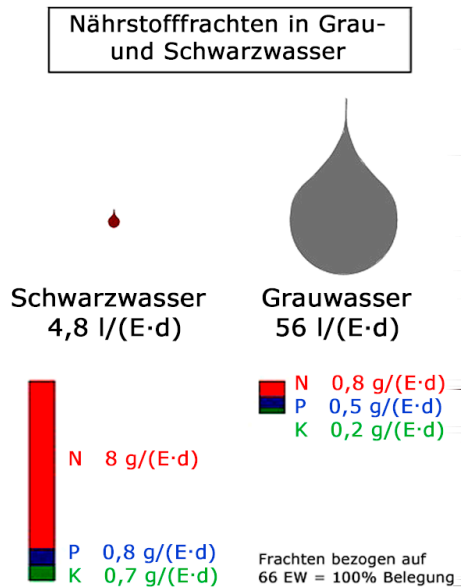


Abb. 7.29: Menge und Nährstoffverteilung von Schwarzwasser und Grauwasser in der Siedlung Flintenbreite in Lübeck (März 2001)

Die einwohnerspezifische Schwarzwassermenge beträgt ca. 5 l/(E·d). Diese Menge ist deutlich niedriger als die Bemessungswassermenge, sodass beim Betrieb der Biogasanlage noch Kapazitätsreserven zur Aufnahme externer Bioabfälle zur Vergärung bestehen. Die Grauwassermenge stellt mit 56 l/(E·d) den weitaus größeren Volumenstrom dar. Von besonderem Interesse ist die Nährstoffverteilung auf die beiden Teilströme. Für Stickstoff, der zu 90 % im Schwarzwasser vorliegt, entspricht der Wert der erwarteten Verteilung. Für den Parameter Phosphor ist die hohe einwohnerspezifische Fracht im Grauwasser auf die verwendeten Geschirrspülmittel und Waschmittel zurückzuführen. Insbesondere die für die Geschirrspülmittel verwendeten Mittel in Tablettenform erhalten einen sehr hohen Anteil an phosphathaltigen Substanzen, die bis zu 30 % ausmachen können. Gespräche mit den Bewohnern hinsichtlich der Substitution der Mittel durch umweltverträglichere Reinigungsmittel führten zu einer 15 %-igen Reduktion der Phosphatfracht im Zufluss zur Grauwasseranlage. Hier sind weitere Bemühungen seitens der Bewohner im Gange, durch die Verwendung ökologischer Reinigungsmittel die Phosphatfracht im Grauwasser zu senken.

Die Reinigungsleistung der Grauwasseranlage (bepflanzter Bodenfilter) wurde über einen Zeitraum von ca. 2 Wochen untersucht. Die Konzentrationen von Zu- und Abfluss, die hier als 24-h-Mischproben gemessen wurden, können der folgenden Tab. 7.6 entnommen werden:

Tab. 7.6: Zu- und Abflusskonzentrationen der Grauwasseranlage

Parameter	Einheit	Abfluss		
		Zufluss Juli 2001	März 2001	Juli 2001
Werteanzahl		17	3	17
Q	[l/(E·d)]		71 ¹⁾	
CSB	[mg/l]	421	59	41
BSB ₅	[mg/l]	144	14	9
N _{ges.}	[mg/l]	10,1	2,7	4,0
NH ₄ -N	[mg/l]	–	0,9	0,6
NO ₃ -N	[mg/l]	–	1,4	1,0
P _{ges.}	[mg/l]	5,3	5,7	4,3
PO ₄ -P	[mg/l]	4,7	4,8	3,9

¹⁾ Mittelwert aus ca. 1,5 Jahren Betriebszeit

Die Anlage arbeitet mit zufriedenstellenden Ablaubergebnissen, lediglich die bereits erwähnten relativ hohen Phosphorkonzentrationen im Zu- und Abfluss sind auffallend. Die hohen Zuflusskonzentrationen lassen sich durch die geringe Wassermenge des Grauwasserstroms erklären. Vergleicht man die Abflusskonzentrationen mit der von herkömmlichen Kläranlagen, ist zu berücksichtigen, dass der hier beschriebenen Anlage weder Fremdwasser noch Niederschlagswasser zufließt, das zu einer Verdünnung beiträgt.

Weitere Grauwasseranlagen werden in Abhängigkeit von der zu erwartenden Fertigstellung der noch fehlenden Häuser in Betrieb genommen. Im Endausbauzustand wird mit einem täglichen Grauwasseranfall von 20–25 m³/d gerechnet, das Schwarzwasser-Bioabfall-Gemisch, mit dem die Biogasanlage betrieben wird, wird mit 2,2–3,0 m³/d erwartet.

Die Infrastruktur der Siedlung Flintenbreite wird von einer Bank vorfinanziert und von der Betriebsgesellschaft infranova GmbH & Co. KG betrieben. Die Bewohner sind finanziell in die Betriebsgesellschaft integriert und neben den Planern bei Entscheidungen stimmberechtigt. Für die gesamte Infrastruktur wurde ein Kostenrahmen von ca. 4,0 Mio. € inklusive der noch fertigzustellenden Restarbeiten ermittelt. Die Infrastruktur umfasst neben den Einrichtungen der technischen Erschließung (Straße, Straßenbeleuchtung, Ver- und Entsorgung etc.) auch den Grundstückskauf und den Erwerb und Betrieb der Gemeinschaftsflächen der gesamten Siedlung und des Gemeinschaftshauses. Von der Investitionssumme entfallen ca. 600.000 € auf alle Anlagen des integrierten Sanitärkonzepts. Während im herkömmlichen Wohnungsbau üblicherweise mit Betriebskosten von ca. 2–2,5 €/m² Wohnfläche und Monat kalkuliert wird, wurde in einer Vorabrechnung flächenspezifische Betriebskosten von ca. 1,5–1,6 €/(m²·Monat) festgelegt. Diese Betriebskosten umfassen neben den Kosten für Strom, Wärme, Wasser, Abwasser, Abfall, Kabel-TV etc. auch die für den Betrieb der gesamten Anlage erforderlichen Personalkosten. Diese festgelegten Kosten konnten durch die erste Betriebskostenabrechnung bestätigt werden. Hieraus ergibt sich ein eindeutiger Kostenvorteil gegenüber konventioneller Bauweise.

7.5 Zusammenstellung von bisher gesammelten Erfahrungen

Die Urinseparation stellt einen wichtigen Schritt zu einer Bewirtschaftung von Teilströmen der Abwasserentsorgung dar. Die Installation Urin separierender Toiletten ermöglicht die Wiederverwendung verschiedener Stoffströme und dient der Entkopplung unterschiedlicher Kreisläufe.

In Schweden wurden diese Erkenntnisse schon Mitte der 90er Jahre in Pilotprojekten umgesetzt, in denen man jetzt auf einige Jahre Betriebserfahrung und viele wichtige Forschungsergebnisse zurückblicken kann.

Wichtig für die Akzeptanz bei Nutzern teilstromorientierter Konzepte ist eine Separationstoilette, die keine Bequemlichkeitseinbußen gegenüber herkömmlichen Toiletten aufweist. Eine Weiterentwicklung der Separationstoiletten ist daher notwendig, wengleich die bislang aufgetretenen Probleme relativ einfach zu beheben waren.

Es wurden sehr gute Erfahrungen mit Urin als Dünger gemacht. Die mit dem Urin gedüngten Pflanzen zeigten nach verschiedenen Untersuchungen ein sehr gutes und mit Mineraldünger gedüngten Pflanzen vergleichbares Wachstum. Die folgende Tabelle zeigt die mittleren Nährstoffgehalte in Schweine- und Rindergülle sowie menschlichem Urin.

Tab. 7.7: Mittlere Nährstoffgehalte in Schweine- und Rindergülle sowie Urin [DWA, 2008b]

	Schweinegülle	Rindergülle	Urin
	kg/t TM	kg/t TM	kg/m ³
N	72	40	8,3
P	22	7,04	0,8
K	36,52	45,65	1,9
Ca	12,78	12,78	0,2
Mg	8,4	4,8	0,11
S	2	2	1,6
Humus	750	750	0

Damit ist menschlicher Urin einem schnell wirkenden Mineraldünger ähnlich. Das Verhältnis der Nährstoffe zueinander entspricht in etwa dem Bedarf von Getreide. Für den Grundwasserschutz und für eine optimale Pflanzenversorgung sind der Zeitpunkt und die Technik der Ausbringung wichtig. Hier wird empfohlen, den Dünger im Frühjahr, noch vor der Wachstumsperiode auszubringen. Ammonium wird im Boden adsorbiert, zu Nitrat oxidiert und steht den Pflanzen dann für die Dauer des Wachstums zur Verfügung.

Der Urin wird direkt in die oberste Bodenschicht eingearbeitet, sodass trotz des hohen pH-Wertes die Ammoniak-Verluste gering gehalten werden konnten. Untersuchungen ergaben, dass ein Verlust von 10 % nie überschritten wurde. Bei optimierter Ausbringungstechnik lagen die Verluste zwischen 1 und 3 %.

Antibiotika, Pharmakarückstände finden sich im Urin wieder (Abb. 7.30). Einige dieser Rückstände reduzieren sich bei der Lagerung, andere bleiben unverändert.

Wahrscheinlich ist, dass endokrine Stoffe im Boden weniger Schaden anrichten als im Gewässer. Im Boden lebende Mikroorganismen bauen Metabolite von Antibiotika ab, die mit dem Urin ausgeschieden werden. In diesem Bereich ist weitere intensive Forschung notwendig. So muss z.B. ausgeschlossen werden, dass Stoffe in den Boden gelangen, die eine schädigende Wirkung auf Bodenorganismen wie z.B. Würmer haben.

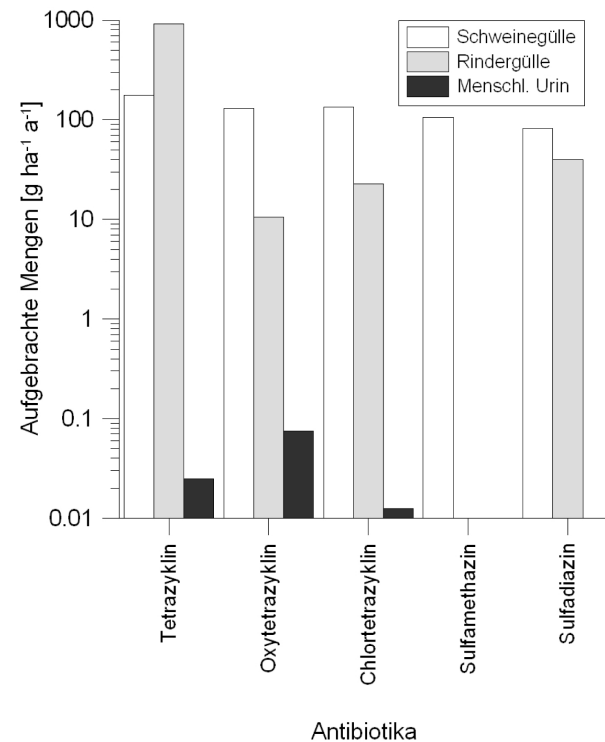


Abb. 7.30: Antibiotikamengen pro Hektar und Jahr unter optimaler Düngergabe von Schweine- und Rindergülle als auch menschlichem Urin [DWA, 2008b]

Insgesamt lassen die gesammelten Erfahrungen darauf schließen, dass Urinseparation eine praktikable Technik auch in urbanen Gebieten darstellt, deren umwelttechnischer Nutzen hinsichtlich der Ressourcenschonung und Wiederverwendung in weiteren Pilotprojekten und Forschungsarbeiten optimiert werden muss.

Die Untersuchungen zu möglichen Hygienrisiken durch die Nutzung menschlichen Urins in der Landwirtschaft ergaben folgende Erkenntnisse:

- Urin stellt ein vernachlässigbar kleines hygienisches Risiko dar,
- Fäkalien, die in die Urinschüssel gelangen, können den gesammelten Urin kontaminieren und
- viele pathogene Keime werden während der Speicherzeit abgetötet.

Außerdem wurden aus den Untersuchungen Empfehlungen zur Speicherung des Urins und der in Frage kommenden Pflanzen abgeleitet.

Die vorgestellten Abwasserkonzepte stellen Alternativen zu der herkömmlichen Abwasserentsorgung unter Berücksichtigung der Stoffnutzung dar. Die Systeme können auch anders aufgebaut werden, eine Anpassung

7. Neuartige Sanitärsysteme

an die örtlichen Verhältnisse ist nach der bisher gesammelten Erfahrung immer erforderlich.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass neue Abwassersysteme durchaus wirtschaftlich sein können. Liegen diese Erfahrungen bisher nur aus Neubauten bzw. Umbauten vor, wird man sich in Zukunft verstärkt um Lösungsmöglichkeiten für den Gebäudebestand bemühen müssen. Es ist daher wichtig, auf die frühzeitige Einbeziehung neuer Abwassersysteme in die Planung zu achten.

In jedem Fall sind die Hintergründe und die Motivation den betroffenen Benutzern und Bewohnern darzustellen, um eine gute Akzeptanz zu erreichen.

Unter Berücksichtigung dieser Punkte kann eine effektive Trennung der Teilströme erreicht werden, die Voraussetzung für die Nutzung und Wiederverwendung von Nährstoffen oder die Verwendung gereinigter Abwasserteilströme als Nutzwasser ist.

Weitere Literatur zu Kapitel 7: [Larsen und Gujer, 2002], [DWA, 2008b].

Tab. 7.8: Empfehlungen zur Verwertung von Urin [DWA, 2008b]

Art der landwirtschaftlichen Nutzung	Behandlung	Kommentar
Eigenverwertung		
alle Flächen	keine Einschränkung	
Fremdverwertung		
auf Grünflächen an Lärmschutzwällen etc	nach 6 monatiger Lagerung	Schutz während Sammlung und Ausbringung
auf Blumenbeeten u.ä. in Parkanlagen	nach 6 monatiger Lagerung	Schutz während Sammlung und Ausbringung
Obstgärten (Bäume):	nach 6 monatiger Lagerung	Schutz während Sammlung und Ausbringung
Getreide, Mais zum menschlichen Verzehr	nach 6 monatiger Lagerung bei > 20 °C: pH > 8,9 und 2,8 g N/L bei T < 20 °C: pH > 8,9 und > 5 g N/L	Schutz während Sammlung und Ausbringung Schutz vor Kontamination der landwirtschaftlichen Produkte
Grünland, Futterpflanzen	nach 6 monatiger Lagerung	Schutz während Sammlung und Ausbringung
Gemüse	zur Zeit nur nach Sterilisation	Schutz während Sammlung und Ausbringung Schutz vor Kontamination der landwirtschaftlichen Produkte

8 Überblick über Planungsinstrumente für Maßnahmen in der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum

8.1 Einführung

Der Begriff ländlicher Raum, ländlich strukturierter Raum, wird nach ATV-A 200 [ATV, 1997b] wie folgt eingegrenzt:

- kleine, manchmal auch weit auseinander liegende Ortschaften, Ortsteile, Streusiedlungen,
- große Grundstücksflächen, offene Bebauung, Einzelgehöfte, Weiler,
- geringe Siedlungsdichte (bis etwa 25 E/ha Siedlungsfläche),
- geringer Anteil befestigter Flächen (bis etwa 20 % der Siedlungsfläche einschließlich der Straßen und Wege),
- wenige entwässerungstechnische Anlagen, vielfach Kleinkläranlagen, Kanäle oft nur als Regenwasserkanäle bis zum nächsten Gewässer, häufig mit Einleitungen aus Kleinkläranlagen (Teilortkanäle, TOK),

- landwirtschaftliche Struktur, wenig Industrie und Gewerbe,
- kleine und leistungsschwache Gewässer, oft durch diffuse Einträge vorbelastet,
- häufig Freizeiteinrichtungen mit saisonal stark schwankendem Abwasseranfall.

Bei Entscheidungen für Maßnahmen zur Abwasserentsorgung im ländlichen Raum gibt es wegen der Weitläufigkeit der Entwässerungsgebiete eine Vielzahl von Alternativen: dezentral orientierte Lösungen, ortsnah zentrale Lösungen, Gruppenlösungen oder Kombinationslösungen.

Wirtschaftliche Lösungen erfordern eine fundierte, konzeptionelle Planung, denn im Planungsstadium ist das größte Kosteneinsparpotenzial vorhanden (Abb. 8.1).

Daher kommt der im folgenden Kapitel erläuterten Bestandsaufnahme eine besondere Bedeutung zu.

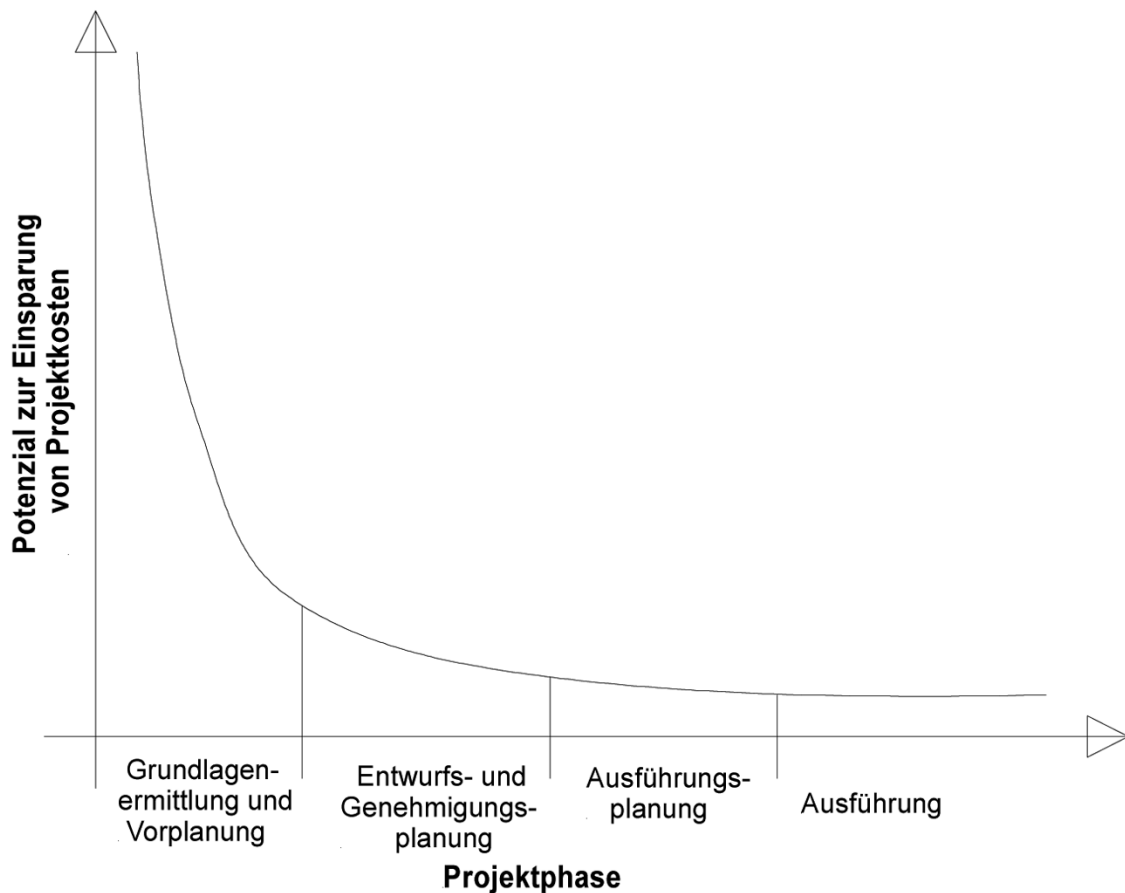


Abb. 8.1: Einflussmöglichkeiten auf die Projektkosten in Abhängigkeit vom Projektstadium, nach ATV-A 200 [ATV, 1997b]

8.2 Gewässerbewirtschaftung

8.2.1 Bestandsaufnahme

Eine technisch, wirtschaftlich und ökologisch optimierte Planung kann in der Regel nicht ohne Lösungsvarianten erreicht werden. In der frühen Planungsphase müssen daher alle Optionen offen gehalten werden. Mögliche Überleitungen aus oder zu anderen Entsorgungsgebieten sind in die Betrachtungen ebenso einzu beziehen wie kleinräumige Lösungen. Entsprechend weit muss daher zunächst die Gebietsbetrachtung geführt werden. Die DWA-Projektgruppe „Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“ [DWA, 2007c] empfiehlt für eine Bestandsaufnahme folgende Bereiche im gewählten Gebiet zu betrachten:

- *Gebietsbezogene Daten:* Siedlungs- und Infrastruktur, wie Stand und Entwicklung von Bevölkerung, Gewerbe und Landwirtschaft, Bodenverhältnisse, Grundwasserverhältnisse, oberirdische Gewässer, Topographie des Einzugsgebietes, Niederschlagseinzugsgebiet, Schutzgebiete,
- *Abwasserableitung:* Beschreibung der vorhandenen Entwässerungssysteme, bauliche Zustandsbeurteilung, hydraulische Zustandsbeurteilung, Umweltauswirkungen,
- *Abwasserbehandlung:* Beschreibung vorhandener (auch benachbarter) Abwasserbehandlungsanlagen, Mindestanforderungen, Zustandsbeurteilung, klärtechnische Beurteilung, Umweltauswirkungen.

Ein Beispiel für Teilbereiche einer Bestandsaufnahme gibt Tab. 8.1. Ein Ziel der Bestandsaufnahme sind Entwicklungstendenzen für das Einzugsgebiet aufzuzeigen (demografische Entwicklung, wirtschaftliche Entwicklung, ökologische Zielsetzungen), um daraus für einen Wirtschaftlichkeitsvergleich der möglichen Maßnahmen Betrachtungszeiträume zu entwickeln.

Tab. 8.1: Teilbereiche einer Bestandsaufnahme für Gewässer

Beschaffenheit	Nutzung	Ziele
<ul style="list-style-type: none"> • chemischer Zustand • ökologischer Zustand • mengenmäßiger Zustand 	<ul style="list-style-type: none"> • Einleitungen • Entnahmen • Sonstige Nutzungen 	<ul style="list-style-type: none"> • kurzfristige Ziele • mittelfristige Ziele • langfristige Ziele

8.2.2 Abwasserbeseitigungsplan

Oberirdische Gewässer sind, soweit sie nicht als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, nach § 27 WHG [WHG, 2009] so zu bewirtschaften, dass

- eine Verschlechterung ihres ökologischen und ihres chemischen Zustands vermieden wird und
- ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden.

Um diese Bewirtschaftungsziele zu erreichen sind für jede Flussgebietseinheit ein Maßnahmenprogramm und ein Bewirtschaftungsplan aufzustellen. Der Bewirtschaftungsplan kann durch detaillierte Programme und Bewirtschaftungspläne für Teileinzugsgebiete, für bestimmte Sektoren und Aspekte der Gewässerbewirtschaftung sowie für bestimmte Gewässertypen ergänzt werden.

Ein Element von detaillierten Bewirtschaftungsplänen sind Abwasserbeseitigungspläne. Inhalt und Verbindlichkeit regelt das Länderrecht (z.B. § 53 LWG NRW, § 58a ThürWG). Die zuständige Behörde kann danach zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele sowie zur Erfüllung von Anforderungen aus dem Maßnahmenprogramm Fristen setzen, wenn eine Gemeinde ohne zwingenden Grund die Durchführung von Maßnahmen verzögert, die im Abwasserbeseitigungskonzept vorgesehen sind.

Im Abwasserbeseitigungsplan sollte Daten aus der Bestandsaufnahme enthalten sein:

- Festlegung des Geltungsbereiches,
- vorhandene Abwasseranlagen (Kanäle, Kleinkläranlagen, ortseigene Kläranlagen) und ihre technisch-wirtschaftliche Bewertung,
- aus Sicht des Gewässerschutzes notwendige Maßnahmen unter Berücksichtigung der rechtlichen Vorgaben und der Auswirkungen auf den guten Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie,
- Alternativen und Varianten sowie
- kurz- und mittelfristige Übergangslösungen nach Prioritäten und mit Kostenangaben zur schrittweisen Annäherung an das Planungsziel.

Es soll wegen der erforderlichen Aktualität in Zeiträumen von fünf bis sechs Jahren fortgeschrieben werden.

Bei der Aufstellung und Fortschreibung von Abwasserbeseitigungskonzepten ist zu beachten:

- die Anlagen zur Abwasserableitung und -behandlung bilden eine Einheit; sie sind stets auch in Bezug auf das Gewässer, in das eingeleitet werden soll, zu betrachten,
- das Einzugsgebiet der Kanalisation und die Ausbaugröße der Kläranlage sind nach tatsächlich bebautem Gebiet und vorhandener Einwohnerzahl sowie vorhandenen Einwohnergleichwerten aus Gewerbeanteilen festzulegen,
- die Merkmale des Entsorgungsraumes sind getrennt nach Bestand und Prognose zu erheben und zu untersuchen. Sie sind auch frühzeitig in Entwicklungsplanungen einer Gemeinde (insbesondere in die Bauleitplanung) einzubringen,
- Entwicklungsprognosen und Pauschalansätze mit hohen Sicherheitsreserven sind kritisch zu prüfen. Bei der Grunddatenermittlung ist, soweit möglich, auf vorhandenes Datenmaterial zurückzugreifen. Der Rückgriff auf allgemeine Empfehlungen muss soweit wie möglich eingeschränkt werden, um die Planungsziele (keine Überdimensionierungen, keine unnötigen Sicherheiten, Kostenoptimierung) erreichen zu können.

Beispiele:

- die abflusswirksame undurchlässige Fläche ist i. A. wesentlich kleiner als die befestigte Fläche (teilweise Nutzung alter Straßenentwässerungssysteme mit Anschluss an ein Gewässer; Dachabfluss direkt in Graben; bestehende Einrichtungen zur dezentralen Regenwasser-Retention),

- Wasserverbrauch und Schmutzwasseranfall sind in ländlichen Regionen i.A. geringer als in städtischen Gebieten. Gleichzeitig liegen oft hohe Fremdwasseranteile im Trockenwetter- Abfluss vor,
- die CSB-Konzentrationen des Trockenwetter-Abflusses in ländlichen Gebieten liegen bei hohen Fremdwasseranteilen oft deutlich unterhalb des Standardwertes von 600 mg/l. Andererseits können im landwirtschaftlichen Bereich auch organisch stark verschmutzte Regenwasser-Abflüsse auftreten.

Darüber hinaus sollten die Abwasserbeseitigungskonzepte Eingang finden in die übergeordneten Planungen einer Gemeinde. Im Rahmen der Bauleitplanung sind z.B. neue Baugebiete vorrangig dort auszuweisen, wo eine kostengünstige Abwasserentsorgung möglich ist.

Ebenfalls zu beachten ist die Abstimmung von Straßenbau- mit Kanalbaumaßnahmen (z.B. Durchführung der notwendigen Sanierung einer Fahrbahndecke in Verbindung mit der Herstellung eines Abwasserkanals) oder mit Maßnahmen von Versorgungsunternehmen (Verlegung von Ver- und Entsorgungsleitungen in einem gemeinsamen Leitungsraben).

8.3 Planungsgrundsätze

Die Planungskonzepte für Alternativen und Varianten zur Abwasserentsorgung müssen sich an den Erfordernissen des ländlichen Raums orientieren. Grundsätze sind im ATV-Arbeitsblatt 200 [ATV, 1997b] aufgestellt.

Die Ausbaugröße von Kläranlagen im ländlichen Raum liegt bei ortseigenen zentralen Systemen bzw. dezentralen Systemen oft unter 5.000 E (Kleinkläranlagen, kleine Kläranlagen, s. *Kap. 4 Abwasserbehandlung in technischen Kläranlagen* und *Kap. 5 Abwasserbehandlung in naturnahen Kläranlagen*) und damit im Geltungsbereich der Größenklassen 1 oder 2 des Anhangs 1 der Abwasserverordnung (s. *Kap. 2 Rechtsgrundlagen und Regelwerke*). Der Abwasserzufluss zu Kläranlagen dieser Größenordnung weist große spezifische Schmutzfrachtstöße und hohe hydraulische Spitzen auf. Folgende Planungsgrundsätze sind daher zu berücksichtigen:

- Pufferung und Ausgleich des Abwasserzuflusses haben Vorrang vor Volumeneinsparungen.
- Betriebssicherheit und Wartungsfreundlichkeit haben Vorrang vor Energieeinsparungen.
- Automatisierungstechnik ist so zu gestalten, dass bei Störungen ein „Betrieb von Hand“ leicht möglich ist.
- Die Schlammbehandlung sollte bevorzugt auf eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung abgestellt werden (s. *Kap. 6 Klärschlammbehandlung im ländlichen Raum*).

Für die Abwasserableitung sind folgende Grundsätze zu berücksichtigen:

- Priorität ist der getrennten Sammlung und Ableitung von Schmutzwasser einzuräumen,
- keine Ableitung von Wasser zu einer Kläranlage, das geringer verschmutzt ist als der Ablauf der Kläranlage,

- Niederschlagswasser sollte unmittelbar am Entstehungsort versickern, wenn die Voraussetzungen dafür gegeben sind (s. *Kap. 3 Abwasserableitung im ländlichen Raum*),
- die Ableitung von nicht behandlungsbedürftigem Niederschlagswasser sollte möglichst über Gräben, Rinnen oder Mulden erfolgen.

Die getrennte Sammlung und Ableitung von Schmutzwasser ist ggf. auf teilstromorientierte Systeme zu erweitern, in denen Schmutzwasser weiter differenziert wird in weniger verschmutzte Teilströme (wie Grauwasser) und stark verschmutzte Teilströme (wie Schwarzwasser) (s. *Kap. 7 Neuartige Sanitärsysteme*).

8.4 Wirtschaftlichkeitsrechnung

Wirtschaftliches Handeln ist auf die bestmögliche Nutzung von Ressourcen ausgerichtet. Unter Beachtung einer nachhaltigen Entwicklung sind im Entscheidungsprozess dabei vier Aspekte zu berücksichtigen [ATV-DVWK, 2002b]:

- die Ökonomie, die die materiellen Belange betrifft,
- die Ökologie, die den Umweltschutz einbezieht,
- der sozio-kulturelle Aspekt, der die sozialen Belange berücksichtigt und
- der institutionelle Aspekt, der auf Partizipation der Menschen im Entscheidungsprozess abzielt.

Wirtschaftlichkeitsrechnungen dienen der Ermittlung quantitativer Wertaussagen zur Beurteilung der Vorteilhaftigkeit in Planung befindlicher, laufender oder abgeschlossener Maßnahmen. Sie sind integraler Bestandteil von Planungs-, Entscheidungs-, Steuerungs- und Kontrollprozessen der Abwasserwirtschaft. Als Kernaufgaben sind damit die Ermittlung der einzelnen Wertgrößen und deren Aufbereitung zu einer Gesamtaussage verbunden. Diese lassen sich jedoch nur in Zusammenhang mit der jeweiligen ganzheitlichen Thematik lösen.

Um die Verknüpfungen zu verdeutlichen, soll die Einpassung in die Gesamtzusammenhänge des Planungsprozesses dargestellt werden. Bei rationaler Gestaltung sind stets vier Planungsaufgaben durchzuführen:

1. **Problemanalyse: Zielsetzung, Konfliktpotenzial, Konfliktmanagement**

Sie bildet mit dem daraus resultierenden Zielsystem alle positiv und negativ berührten Ziele des Planungsträgers und Dritter ab. Bei Interessengegensätzen ist das Konfliktpotenzial zu analysieren und ein angepasstes Konfliktmanagement zu entwickeln. Weiterhin ist der Entscheidungsraum abzustecken, d.h. es sind die Randbedingungen zu bestimmen, denen die Planung unterliegt (Bestandsaufnahme).

2. **Alternativensuche und -formulierung**

Auf den Ergebnissen der Problemanalyse lässt sich nun die Suche nach geeigneten Lösungen zur Erreichung der gesteckten abwasserwirtschaftlichen Ziele aufbauen. Die Alternativenentwicklung hat die Randbedingungen zu beachten und eine akzeptable Antwort auf divergierende Interessen zu finden.

3. *Wirkungsanalysen*

Diese erstreckt sich auf zwei Bereiche. Zunächst ist die physische Wirkung der abwassertechnischen Maßnahme festzustellen, dann darauf aufbauend die sozio-ökonomische Folgewirkung (z.B. Aufwand an Gütern und Leistungen) und die ökologischen Effekte (z.B. Umweltverträglichkeit) zu bestimmen.

4. *Bewertung und Lösung des Auswahlproblems*

Da reale Wirkungen sehr unterschiedlich sein können und damit ein unmittelbarer Vergleich in der Gütersphäre oft ausscheidet, liefert erst deren Bewertung die Grundlage für eine zusammenfassende Aussage über die Vorteilhaftigkeit. Die Wertmittlung kann wiederum mit der technischen Planung rückgekoppelt werden, wodurch sich eine zielkonforme Optimierung erreichen lässt. Reale sozio-ökonomisch-ökologischen Alternativenwirkungen sind in Wertgrößen zu transformieren, wobei in der Abwassertechnik die monetäre Bewertung zunächst im Vordergrund steht. Je weitgehender dies gelingt, desto mehr Einzelwirkungen lassen sich in analytischer Bilanzform zusammenführen (aggregieren). Auf jener Basis erfolgt die Abwägung zwischen den Alternativen und damit die Lösung des Auswahlproblems.

Die in den Wirkungsanalysen zwingend zu vollziehende Verknüpfung von abwasserwirtschaftlichem und sozio-ökonomisch-ökologischem System stellt die Einbeziehung der durch die Planung berührten Disziplinen und Informationsträger sicher. Das Umsetzen der realen Wirkungen in Wertgrößen verlangt weiterhin das Abfragen von Wertvorstellungen (Präferenzen), die dem Planer Auskunft über die Relationen von Vor- und Nachteilen geben und ihm damit die substantiierte Argumentationsbasis für den Entscheidungsprozess liefern.

Jede Planung ist ein iterativer Prozess. Mit zunehmender Komplexität steigt zwangsläufig die Intensität der notwendigen Rückkoppelungen. Vermeidbar ist aber aller Planungsaufwand, der aus einer unpräzisen Bearbeitung der vorlaufenden Arbeitsschritte und -phasen resultiert.

Im Rahmen eines Wirtschaftlichkeitsvergleiches für Maßnahmen im ländlichen Raum sind konkret folgende Aspekte einzubeziehen:

- Sicherstellung des angestrebten Entwässerungskomforts (Alternativensuche),
- Anforderungen an das Entwässerungssystem im Hinblick auf die Gewässer, oberirdische Gewässer, Grundwasser (Alternativensuche, Wirkungsanalyse),
- Sicherstellung der Reststoffentsorgung, vor allem von Klärschlamm oder Fäkalschlämmen (Alternativensuche, Wirkungsanalyse),
- Betriebssicherheit, Sicherstellung einer regelmäßigen Wartung (Bewertung),
- Flexibilität und Anpassungsfähigkeit der Entsorgungsanlagen im Hinblick auf künftige Entwicklungen (Bewertung),

- Wirtschaftlichkeitsuntersuchung des Gesamtkonzepts durch Kostenvergleichsrechnung (Bewertung),
- öffentliche Beteiligung und Diskussion (Bewertung, Abfragen von Wertvorstellungen).

Wirtschaftlichkeitsrechnungen haben also im Wesentlichen die Aufgabe Entscheidungshilfen zur Lösung von Auswahlproblemen bei Alternativen zu liefern, die Kommunikation und Koordination zwischen Planern, Informations- und Entscheidungsträgern sowie weiteren Willen bildenden Kräften zu fördern und als Kontrollinstrument zur Überprüfung von Planungen und Entscheidungen in Hinblick auf optimalen Ressourceneinsatz und Einhaltung einer ermessensfehlerfreien Abwägung zu dienen.

8.5 Modelle für Wirtschaftlichkeitsrechnungen

Nach dem Grundsatz der Wirtschaftlichkeit ist die günstigste Relation zwischen dem verfolgten Zweck und den einzusetzenden Mitteln anzustreben. Dazu stehen als Ausgangsbasis zwei Prinzipien zur Verfügung.

Nach dem **Sparsamkeitsprinzip** (Minimalprinzip) ist ein bestimmtes Ergebnis mit dem geringstmöglichen Mitteleinsatz zu erzielen.

Das **Ergiebigkeitsprinzip** (Maximalprinzip) verlangt, mit einem bestimmten Mitteleinsatz das bestmögliche Ergebnis zu erreichen.

Wirtschaftlichkeitsrechnungen sind das Instrumentarium zur Umsetzung des Grundsatzes der Wirtschaftlichkeit. Je nach Blickwinkel ist zwischen einzelwirtschaftlichen (betriebswirtschaftlichen) und gesamtwirtschaftlichen Betrachtungen zu unterscheiden. Dies zeigt sich weniger in der Methodik als vielmehr in Art und Umfang der einzubeziehenden Komponenten sowie der zugrunde liegenden Wertansätze.

Aufgrund ihrer Ausrichtung auf einen rationalen Ressourceneinsatz besteht eine klare Abgrenzung der Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen zu Gebühren- und Entgeltkalkulationen, Liquiditätsbetrachtungen, Haushalts- und Finanzplanungen – Themenbereiche, die hier nicht abgehandelt werden.

8.5.1 Systematik der Verfahren

In verengter Form wird Wirtschaftlichkeit häufig allein mit rein ökonomischen Effizienzzielsetzungen verknüpft. Die auf dieses eindimensionale Bewertungsziel (monetäres Wertsystem) ausgerichteten Verfahren sind Verfahren der **Investitionsrechnung**:

- statischer Kostenvergleich,
- dynamischer Kostenvergleich,
- Verfahren mit vollständiger Finanzplanung,
- Kosten-Nutzen-Analysen.

In das Rechenverfahren gehen damit nur ökonomische Zielverzichte (= Kosten) und Zielgewinne (= Nutzen) ein. Die Bewertung selbst erfolgt in monetären Einheiten. Am Ende steht eine Zusammenfassung der Werturteile zu einer einzigen Messzahl (z.B. kapitalisierte Kostenersparnisse). Es handelt sich in solchen Fällen

um geschlossene Bewertungsverfahren. Die im analytischen Rechenverfahren nicht berücksichtigbaren Effekte werden in verbal-argumentativer Form für die Entscheidungsfindung aufbereitet.

Sind neben der ökonomischen Effizienz auch andere Zielsetzungen von grundlegender Entscheidungsbedeutung, so stellen die auf ein mehrdimensionales Zielsystem ausgerichteten Verfahren geeignete Instrumente dar. Als praxisrelevante Vertreter dieses Typus sind zu nennen die:

- Nutzwertanalyse,
- Kosten-Nutzwert-Analyse und
- mehrdimensionale Trade-off-Analysen.

Bei der **Nutzwertanalyse** handelt es sich um ein Verfahren, in dem alle Wirkungen in einem nichtmonetären Wertesystem (Punktesystem) abgebildet werden. Dem entsprechend lassen sie sich zu einem dimensionslosen Ordnungsindex (gewichtete Punktsommen = Nutzwert) zusammenfassen (geschlossenes Bewertungsverfahren).

Stellt man die monetär bewerteten Kosten den nutzwertanalytisch aufbereiteten Vorteilen gegenüber, so entspricht dies der **Kosten-Nutzwert-Analyse**.

Da für die Kosten und Nutzen unterschiedliche Wertmaßstäbe verwendet werden, lassen sie sich nicht mehr

in einer einzigen Messzahl zusammenfassen. Die Entscheidungsträger selbst müssen beurteilen, welche Relation zwischen Zielgewinnen (Nutzwert) und Zielverzicht (Kosten) sie für angemessen halten (offenes Bewertungsverfahren). Sind mehrere solche Relationen in die Entscheidungsfindung einzubeziehen, spricht man von **mehrdimensionalen Trade-off-Analysen**, wobei die Trade-offs jeweils Austauschrelationen zwischen Zielgewinnen und Zielverzichten darstellen.

8.5.2 Investitionsrechnung

8.5.2.1 Verfahren der Investitionsrechnung

Zur Vermeidung grundlegender Fehler ist in jedem Fall zwischen Investitionsrechnung und Finanzierung ist zu differenzieren:

- *Finanzierung*: Beschaffung von Kapital,
- *Investitionsrechnung*: Verwendung von Kapital.

Die Investitionsrechnung umfasst alle Verfahren, die eine rationale Beurteilung der monetären Aspekte einer Investition, der Verwendung von Kapital, ermöglichen. Mittels Investitionsrechnung können damit ausschließlich quantifizierbare Ziele korrekt beurteilt werden. Eine Übersicht über die Verfahren der Investitionsrechnung gibt *Abb. 8.2*.

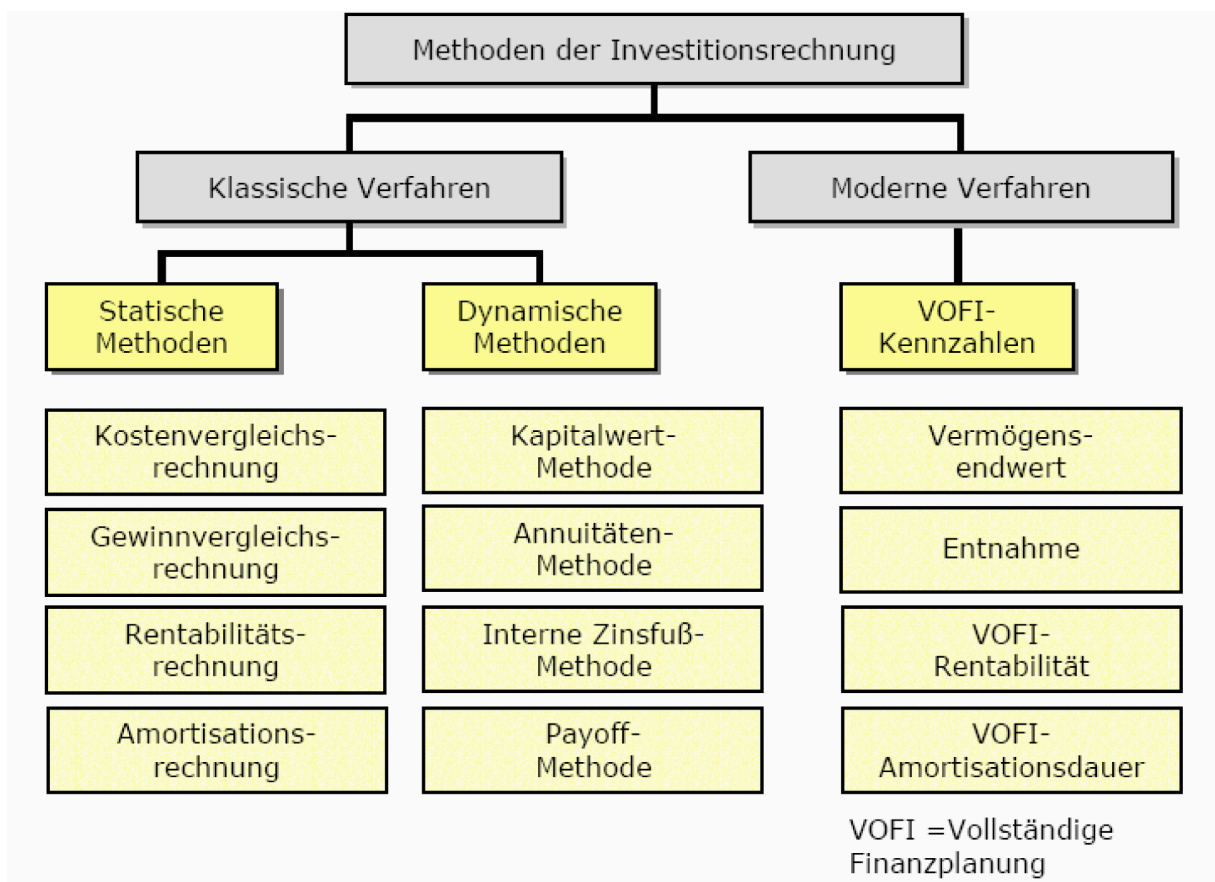


Abb. 8.2: Übersicht über die Verfahren der Investitionsrechnung, aus [Alfen, 2005]

Statische Methoden

Bei statischen Verfahren wird in der Regel eine Periode betrachtet. Die unterschiedlichen Zeitpunkte und Höhen der anfallenden Zahlungen innerhalb der Periode werden bei den einperiodischen statischen Verfahren nicht berücksichtigt. Den Bezugszeitraum bildet nicht der eigentliche Planungszeitraum des Investors, sondern die klassische Abrechnungsperiode der Buchhaltung. Es lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen [Alfen, 2005]:

- Es sollte eine Kontinuität der eingehenden Daten gegeben sein (z.B. geringe Schwankungen der Kosten über die Perioden).
- Die Nutzungsdauern der Investitionsalternativen müssen gleich sein, da diese nicht explizit berücksichtigt werden, sondern eine einzelne Periode betrachtet wird.
- Der Kapitaleinsatz von Investitionsalternativen muss annähernd gleich hoch sein, da dieser nur genügend in den statischen Rechnungen abgebildet wird.

Die teilweise realitätsfremden Annahmen und Vereinfachungen statischer Verfahren lassen nur Vergleiche sehr ähnlicher Alternativen zu.

Dynamische Methoden

Zur Erhöhung der Genauigkeit der Ergebnisse wurden die dynamischen Methoden entwickelt. Der Unterschied zu den statischen Verfahren besteht darin, dass die dynamischen Verfahren den zeitlich unterschiedlichen Anfall der Kosten durch Auf- bzw. Abzinsung berücksichtigen.

Es handelt sich um mehrperiodische Planungsrechnungen, in denen die zeitliche Struktur des Zahlungsstromes durch Diskontierung auf den Beginn bzw. Aufzinsung auf das Ende des Planungshorizonts in die Kalküle einfließt. Dadurch ist der Vergleich der Zahlungsreihen von Investitionsalternativen mit unterschiedlichem Beginn, Dauer und Ende möglich. Es können sämtliche Nutzungsperioden erfasst werden, von der ersten Nutzungsphase über die Ersatzinvestition bis zur Außerbetriebnahme.

Moderne Verfahren, VOFI-Kennzahlen

Im Gegensatz zu den klassisch dynamischen Verfahren, die barwertorientiert sind, liegt den modernen dynamischen Verfahren als Ansatz die Orientierung auf den Endwert zugrunde. Das Endvermögen (der Vermögensendwert) stellt den Zielwert bei Streben nach Vermögensmaximierung dar. Alle Zahlungen beziehen sich auf den Planungshorizont, nicht auf den Investitionszeitpunkt. Eine Vorteilhaftigkeitsbestimmung erfolgt durch den Vergleich der jeweiligen Endvermögen der verschiedenen Investitionen [Alfen, 2005].

Hauptmerkmal der vollständigen Finanzpläne (VOFI) ist die tabellarische Abbildung aller Zahlungen und der damit verbundenen Auswirkungen auf die monetäre Disposition im Rahmen der betrachteten Investition. Über die Abbildung von z.B. Fremd- und Eigenkapitalzahlungen, Schuldenstand, Einzahlungsüberschüsse

und Konditionsvielfalt hinaus wird durch die tabellarische Erfassung eine Übersichtlichkeit und Nachvollziehbarkeit erreicht. Die Zielgrößen können der Vermögensendwert (s.o.), Entnahmen, Rentabilitäten oder Amortisationsdauern sein. Eine für den Investor interessante Kennzahl ist die Eigenkapitalrentabilität. Die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit basiert hier auf dem Vergleich der ermittelten Eigenkapitalrendite mit der Verzinsung einer Alternative.

Aufgrund der aufwändigen Berechnung wird die VOFI-Methode bisher selten angewandt. Als weiterführende Literatur wird [Grob, 2006] empfohlen.

In der abwasserwirtschaftlichen Praxis hat sich dynamische Kostenvergleichsrechnung etabliert, die in *Kap. 8.5.2.2 Dynamischer Kostenvergleich* und *Kap. 9 Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien* detailliert vorgestellt wird.

8.5.2.2 Dynamischer Kostenvergleich

Der dynamische Kostenvergleich ist das einfachste Verfahren der Wirtschaftlichkeitsrechnung. Es dient dazu, aus einer Anzahl vorgegebener Alternativen zur Erreichung einer bestimmten Leistung die kostengünstigste Lösung zu ermitteln. Es erfolgt eine Gegenüberstellung der monetär bewerteten kostenmäßigen Wirkungen der Alternativen, ohne dass die Nutzenseite in den Vergleich eingeht. Der Begriff „dynamisch“ besagt, dass die Rechnung den unterschiedlichen Wert der zu verschiedenen Zeitpunkten anfallenden Kosten berücksichtigt und zeitliche Entwicklungen von Eingangsgrößen verarbeiten kann (siehe die detaillierten Ausführungen in den *Kap. 9 Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien*).

Die Aussagekraft der Kostenvergleichsrechnung als Entscheidungsgrundlage unterliegt im Wesentlichen folgenden einschränkenden Bedingungen:

- normative Zielvorgabe, d.h., eine bestimmte vorgegebene Leistung ist zwingend zu erbringen,
- Nutzengleichheit der Alternativen (mit der Ausnahme: die kostengünstigste Alternative weist zudem die größten Nutzenüberschüsse gegenüber den anderen Alternativen aus) und
- Äquivalenz monetär nicht bewertbarer Kostenwirkungen, d.h., in Geldeinheiten nicht bewertbare negative Konsequenzen (intangibile Sozialkosten) dürfen keine Bedeutung haben bzw. müssen bei den Alternativen in gleicher Größenordnung auftreten, da sie in dieser Art von Vergleichsrechnung nicht berücksichtigt werden können.

Als Konsequenz aus den Einschränkungen ergibt sich, dass dieses Bewertungsverfahren nur eine Aussage über die relative Vorteilhaftigkeit zulässt, d.h. darüber informiert, in welchem Grad die eine Alternative kostengünstiger ist als die andere. Über die absolute Vorteilhaftigkeit, also die Frage, ob die Nutzen größer als die Kosten sind, wird nichts gesagt, da die Nutzenseite in diesem ausschließlich kostenorientierten Alternativenvergleich gänzlich unberücksichtigt bleibt.

Sind die genannten Bedingungen nicht eingehalten, so kann die Kostenvergleichsrechnung nur den ersten Teil-

schritt der Bewertung darstellen. Darauf müssen dann weitere Verfahren aufbauen, um den erforderlichen Informationsbedarf zur rationalen Entscheidung über die anstehende Maßnahme abzudecken.

Erbringen Alternativen über normativ zu erfüllende Leistungen hinausgehende Effekte in unterschiedlichem Ausmaß und stellt eine Kostenminimierung auf die vorgegebene Mindestwirksamkeit keine Ausschussforderung dar, so kann der erweiterte Kostenvergleich die Frage beantworten, ob ein bestimmtes Mehr an Kosten durch das damit erzielbare Mehr an Leistung ökonomisch sinnvoll ist. In Erweiterung des reinen Kostenvergleichs werden dann die Differenzleistungen der Alternativen monetarisiert. Diese Nutzenunterschiede sind in einer Art Abgrenzungsrechnung als Zu- und Abschläge auf die Kosten anzusetzen. Das bedeutet nichts anderes als die gegenseitige Aufrechnung der nicht allen Alternativen gemeinsamen Nutzen.

Dehnt man die Monetarisierung auf die gesamte Leistungsbreite aus, so gelangt man zur Kosten-Nutzen-Analyse.

Zahlenbeispiel

Betragen zum Beispiel bei einer Alternative A die Projektkosten $K_A = 5$ Mio. € und bei einer Alternative B $K_B = 7$ Mio. €, hat B jedoch einen monetären Differenznutzen zu A von $\Delta N = 3$ Mio. €, so bestehen drei gleichwertige Aufrechnungsmöglichkeiten:

$$K_A + \Delta N = 5 + 3 = 8 \text{ Mio. €} > K_B = 7 \text{ Mio. €}$$

$$K_A = 5 \text{ Mio. €} > K_B - \Delta N = 7 - 3 = 4 \text{ Mio. €}$$

$$\Delta N = 3 \text{ Mio. €} > K_B - K_A = \Delta K \\ = 7 - 5 = 2 \text{ Mio. €}$$

Alternative B ist somit vorteilhafter. Wie die letzte Aufrechnungsform zeigt, wird beim erweiterten Kostenvergleich für Differenzinvestitionen durch die Bilanzierung der Differenzkosten und -nutzen ein absoluter Wirtschaftlichkeitsnachweis geführt.

8.5.2.3 Kosten-Nutzen-Analyse

Die Qualität der Entscheidungshilfe wird durch Einsatz der Kosten-Nutzen-Analyse wesentlich verbessert, denn hiermit ist es sowohl möglich, durch Vergleich der monetär bewerteten Kosten und Nutzen eine absolute Aussage zur ökonomischen Effizienz einer Maßnahme zu machen, als auch jenes Ausmaß der Leistungsseite (jene Zielerreichungsgrade) zu bestimmen, bei welchem der monetär bewertbare „Bilanzgewinn“ der Maßnahme am größten wird. Dazu ist der Kostenvergleich nicht in der Lage, da dort mit einer vorzugebenen Leistungsseite gearbeitet werden muss, was durch fehlende Möglichkeit zum Erkennen von Unter- und Überdimensionierungen die Realisierung ökonomisch nicht optimaler Maßnahmen verursachen kann.

Bei der Kosten-Nutzen-Analyse handelt es sich vornehmlich um ein im öffentlich organisierten Bereich der Volkswirtschaft für gesamtwirtschaftliche Effizienzfragen einsetzbares Verfahren, das eine Analogie zur betriebswirtschaftlichen Investitionsrechnung aufweist. Während bei letzterer jedoch nur die vornehm-

lich marktfähigen, das Unternehmen berührenden Kosten und als Nutzen die Verkaufserlöse berücksichtigt werden, bezieht die Kosten-Nutzen-Analyse auch die Maßnahmewirkungen ein, die sich bei Dritten in Form von Kosten und Nutzen äußern.

Diese externen Effekte, auch Sozialkosten und -nutzen genannt, können bei abwasserwirtschaftlichen Maßnahmen von besonderer Bedeutung sein. Gewöhnlich erstreckt sich dabei der Betrachtungsrahmen auf die gesamte Volkswirtschaft. Je nach Entscheidungsproblem lässt er sich reduzieren, zum Beispiel auf ein Land oder eine Planungsregion (regionalisierte Kosten-Nutzen-Analyse). Das bedeutet dann, dass die außerhalb dieses Raumes auftretenden Effekte unberücksichtigt bleiben.

Neben der Einschränkung durch alleinige Betrachtung der ökonomischen Effizienz ergibt sich bei der Kosten-Nutzen-Analyse eine zusätzliche verfahrenstechnische Schwierigkeit aus der Tatsache, dass definitionsgemäß versucht wird, alle Maßnahmenwirkungen in Geldeinheiten zu bewerten. Im konkreten Analysenfall können sich aber mehr oder weniger viele Effekte einer monetären Bewertung entziehen.

Diese „intangiblen“ Wirkungen – zum Teil in ihren Mengeneffekten quantifizierbar, zum Teil nur in ihrer Existenz verbal erfassbar – werden zwar in die Untersuchung einbezogen, können jedoch nicht in die Verrechnung der monetären Nutzen und Kosten eingehen. Sofern also in entscheidungsrelevantem Umfang intangible Wirkungen auftreten, bleibt die analytische Wertsynthese unvollständig.

Die der Kosten-Nutzen-Analyse innewohnenden skizzierten Einschränkungen stellen die mit diesem Bewertungsverfahren gewinnbaren Informationen keineswegs in Frage, zeigen jedoch in welchem Gesamtzusammenhang sie zu sehen sind. Die Kenntnis der monetär bewertbaren ökonomischen Auswirkungen eines Projektes ist für den Planungs-, Entscheidungs- und Kontrollprozess von grundlegender Bedeutung. Für die daraus zu ziehenden Schlussfolgerungen ist es darüber hinaus von erheblichem Interesse, ob intangible oder außerökonomische Effekte auftreten. Trifft das zu, so braucht im Falle zusätzlicher nichtmonetärer Nutzen der rechnerische Nutzen-Kosten-Vergleich nicht zwingend positiv zu sein und umgekehrt kann ein Projekt, dessen monetäre ökonomische Effizienz nachgewiesen worden ist, wegen des Vorhandenseins nicht monetär bewertbarer Kostenwirkungen abzulehnen sein.

8.5.3 Nichtmonetäre Bewertungsverfahren

Die Nutzwertanalyse ist ein nichtmonetäres Bewertungsverfahren, bei dem zur Auswahl stehende Alternativen im Hinblick auf qualitative Kriterien zu bewerten sind.

Bei der Nutzwert-Analyse treten die bei der Kosten-Nutzen-Analyse geschilderten Probleme nicht auf, da sich hier alle entscheidungsrelevanten Ziele berücksichtigen und entsprechend den Vorstellungen des Entscheidungsträgers gewichten sowie alle Wirkungen subjektiv bewerten lassen. Mit der Nutzwertanalyse wird also versucht, Alternativen im Hinblick auf ver-

schiedene Kriterien unterschiedlichster Dimensionen miteinander vergleichbar zu machen. In *Kap. 12 Beispiele für monetäre und nichtmonetäre Bewertungen von Alternativen* wird das Verfahren näher vorgestellt.

Das wesentliche Charakteristikum der Nutzwertanalyse ist die Auflösung einer komplexen Bewertungsproblematik in einfache Teilaspekte, die Bewertung dieser Teilaspekte und die daran anknüpfende Zusammenfassung der Teilbewertungen zu einer umfassenden Bewertungsaussage. In dieser formalisierten Vorgehensweise liegt die Rationalität der Nutzwertanalyse begründet, da sie eine Überforderung der psychischen Fähigkeiten von Planer und Entscheidungsträger und damit verbundene Irrationalitäten in der Entscheidungsfindung zu vermeiden sucht.

Hauptarbeitsschritte

Um das grundlegende Prinzip verständlich zu machen, sollen die zur Ausarbeitung einer Nutzwertanalyse erforderlichen Hauptarbeitsschritte grob skizziert werden.

1. **Zielformulierung** (Aufstellen des Zielsystems) – Das der Planung zugrunde liegende Gesamtziel wird über Zweck-Mittel-Beziehungen stufenweise so weit aufgefächert, bis man Kriterien als Messgrößen für den Grad der Erreichung des Gesamtziels erhält. Diese Zielkriterien bilden mithin die unterste Stufe der entwickelten Zielbaums. Besonderes methodisches Augenmerk ist auf die Unabhängigkeit der Zielkriterien zu legen, da sonst Mehrfachzählungen der gleichen Wirkung auftreten können!
2. **Wirkungsanalyse** (Messung der Zielerträge) – Die realen Wirkungen der Alternativen werden in Hinblick auf die Zielkriterien gemessen. Diese Bedingung erfüllen quantitativ messbare Zielerträge, da ihnen eine kardinale Messskala zugrunde liegt. Lässt sich hingegen lediglich feststellen, ob z.B. Maßnahme A1, ein Teilziel besser oder schlechter erfüllt als Maßnahme A2 (ordinale Skalierung), so sind damit bereits Wertungen verbunden.
3. **Zielbewertung** (Ermittlung der Zielgewichte) – Da in der Regel die Zielkriterien für den Entscheidungsträger von unterschiedlicher Bedeutung sind, wird das relative Gewicht der Einzelziele durch subjektiv beigemessene Zielgewichte ausgedrückt. Nur wenn den Zielen die gleiche Wertschätzung (Präferenz) zukommt, also jedes Ziel das gleiche relative Gewicht am Gesamtwert haben soll, entfällt eine Zielgewichtung. Die Ermittlung der Zielgewichte durch Abfrage beim Entscheidungsträger kann sich vor allem dann als schwierig und aufwändig erweisen, wenn die Entscheidungskompetenzen horizontal und vertikal sehr verzweigt sind (mehrstufiges Vorgehen).
4. **Bewertung der Zielerträge** – In einem zweiten, von der Zielgewichtung unabhängigen Bewertungsteil erfolgt die Umwandlung der Zielerträge in Wertgrößen (Nutzenpunkte), Zielwerte genannt. Zur Gewährleistung einer späteren Nutzenaddition ist dieser Transformation eine kardinale Skalierung zugrunde zu legen. Die funktionale Be-

ziehung zwischen Zielertrag und Zielwert wird Zielwertfunktion genannt. Sie kann als „Benutzungsschlüssel“ oder als kontinuierliche Funktion angegeben werden. Der Kurvenverlauf stellt wiederum ein subjektives Werturteil des Entscheidungsträgers dar. Über die für jedes Zielkriterium zu ermittelnden Zielwertfunktionen lassen sich sämtliche Zielerträge in ungewogene Teilnutzen transformieren.

5. **Wertsynthese** (Zusammenfassung der einzelnen Werturteile) – Unter der Voraussetzung einer kardinalen Zielertragsbewertung können die ungewogenen Teilnutzen jeder Alternative durch Multiplikation mit den jeweiligen Zielgewichten und anschließender Addition zu deren Nutzwert (Gesamtnutzen) zusammengefasst werden.
6. **Rangordnung der Alternativen** – Da der Nutzwert einen dem realen Nutzen proportionalen dimensionslosen Ordnungsindex darstellt, lässt sich die Rangfolge der Alternativen nach der Höhe des Nutzwertes festlegen.

Wegen der Unzweckmäßigkeit, die Kosten der Maßnahmen in den Nutzwert einzurechnen – ganz abgesehen von der methodischen Frage der zu fordernden Unabhängigkeit der einzelnen Zielkriterien – ist die Nutzwertanalyse im hier gegebenem Kontext in aller Regel nur im Zusammenhang mit der Kosten-Nutzwert-Analyse zu betrachten.

Wie die Nutzwertanalyse begnügt sich die Kosten-Nutzwert-Analyse mit einer physischen Erfassung der Nutzen und bewertet diese mit der beschriebenen Verfahrenstechnik. Die Kosten werden dagegen wie bei der Kosten-Nutzen-Analyse monetär bewertet. Damit stellt dieses Verfahren eine Kombination dar, was in der Bezeichnung Kosten-Nutzwert-Analyse zum Ausdruck kommt.

Lediglich in Bezug auf die Wertsynthese ist ein abweichendes Vorgehen erforderlich, denn den in Geldeinheiten bewerteten Kosten stehen dimensionslose Nutzwerte gegenüber. Diese ungleichen Wertmaßstäbe lassen eine unmittelbare Aufrechnung der Vorteile und Nachteile nicht zu.

Zur Lösung von Rangfolgeproblemen bei sich nicht ausschließenden Alternativen ist dies ohne Bedeutung, da unmittelbar nach dem Quotientenkriterium Nutzwert/Kosten vorgegangen werden kann. Bei sich ausschließenden Alternativen ist es zunächst möglich, durch paarweisen Vergleich die relativ unwirksamen Maßnahmen auszusondern. Welche der verbleibenden Alternativen schließlich zu wählen ist, kann durch Anwendung des Effizienzprinzips (Nutzwertmaximierung bei Budgetrestriktion) oder des Sparsamkeitsprinzips (Kostenminimierung bei festgelegter Mindestwirksamkeit) bestimmt werden.

Bewertungsfragen in komplexem Zielrahmen

Bei komplexeren Entscheidungsproblemen tritt die methodische Schwierigkeit auf, dass nicht alle realen Maßnahmwirkungen über einen einheitlichen Bewertungsmaßstab vergleichbar gemacht werden können.

Das bedeutet, es lassen sich nur einzelne Teilbilanzen aufstellen.

Dies ist insbesondere ein Problem der „Planung unter Mehrfachzielsetzung“. Im Rahmen eines solchen Vorgehens können beispielsweise Bewertungsfragen in Hinblick auf folgendes Zielbündel auftreten:

- Verbesserung der gesamtwirtschaftlichen Effizienz,
- Verbesserung der Umweltqualität,
- Förderung der Regionalentwicklung und
- Verbesserung des sozialen Wohlbefindens.

Man erhält in diesem Fall für jede Alternative vier Teilbilanzen, welche das Projekt wirkungs- und/oder wertmäßig charakterisieren (4-Konten-System). Deren Zusammenfassung stößt an methodische Grenzen, da sie an der Beschaffbarkeit der dazu benötigten Wertvorstellungen scheitert. Zudem muss gefragt werden, ob in diesen Fällen eine Wertsynthese auf solch hohem Niveau den Planungs- und Entscheidungsprozess überhaupt noch begünstigt.

Die Konsequenz jeder offenen Bewertung ist, dass das Auswahlproblem nicht analytisch gelöst werden, der Planer also keine „beste Lösung“ zur Entscheidung vorlegen kann. Vielmehr besteht seine Aufgabe im Herausfinden der „besseren Lösungen“ und einer uneingeschränkt offenen und klaren Darlegung, welche Zielgewinne mit welchen Zielverzichten bei jeder Alternative und in deren Vergleich erkauft werden. Mit der Information über diese „trade-offs“ ist dann in einem Abstimmungsprozess das Auswahlproblem zu lösen. Die Funktion der Bewertung als Kommunikations- und Koordinationsinstrument tritt bei solch einem Vorgehen mit aller Deutlichkeit hervor.

8.5.4 Fazit

Nur aus der Betrachtung des Planungsprozesses im Einzelfall lässt sich die Frage beantworten, welches Verfahren in der jeweiligen Projektentwicklungsphase bedarfsgerecht ist. Da das ökonomische Prinzip auch für die Durchführung von Wirtschaftlichkeitsrechnungen selbst gilt, gebietet sich grundsätzlich ein stufenweises Vorgehen. Der tatsächliche Komplexitätsgrad ist nämlich in der Regel erst im Laufe der iterativ fortschreitenden Problembewältigung zu erkennen. Nicht zu vergessen ist, dass in den Bedarf an Information neben demjenigen des Planers und des institutionellen Entscheidungsträgers auch derjenige der sonstigen Willen bildenden gesellschaftlichen Kräfte einbezogen werden muss. Gewisse Vorleistungen, auch im Sinne vertrauensbildender Maßnahmen, dürften letztendlich weniger Aufwand verursachen als langwierige Auseinandersetzungen und nachträglich zu erbringende Beweismittel.

Das stufenweise Vorgehen für das Lösen des Auswahlproblems sollte stets mit einer Kostenvergleichsrechnung beginnen und sich je nach Informationsbedarf auf weitere Verfahren abstützen. Dazu ist allerdings festzustellen, dass in der abwasserwirtschaftlichen Praxis bisher erst die dynamische Kostenvergleichsrechnung einen etablierten Standard darstellt. Wegen ihrer grundlegenden Bedeutung wird der Schwerpunkt der weiteren Darlegungen auf dieses Verfahren gelegt.

Damit lassen sich auch Zielkonflikte frühzeitig erkennen, denen durch Integration der verschiedenen Willen bildenden gesellschaftlichen Kräfte in den Planungsprozess und wechselseitige Anpassungen der Standpunkte bis hin zur Konsensbildung und Schaffung des erforderlichen Problembewusstseins bei der Öffentlichkeit begegnet werden kann.

9 Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien

Die folgenden Ausführungen beruhen auf den Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), die vom LAWA-Unterausschuss „Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft“ ausgearbeitet wurden [LAWA, 2005]. Detaillierte Beispiele zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen und ein ausführliches Tabellenwerk sind dort zu finden.

9.1 Grundlagen

9.1.1 Eignung

Zu Beginn der Untersuchung ist zu klären, ob die Kostenvergleichsrechnung eine ausreichende Entscheidungshilfe liefert. Die frühzeitige Beantwortung dieser Frage ist dann für den zeitlichen Ablauf der Analyse von Vorteil, wenn die Kostenvergleichsrechnung allein keine ausreichende Entscheidungshilfe liefert und eine umfassendere Bewertung erfolgen muss (z.B. zusätzliche Umweltverträglichkeitsuntersuchungen, Nutzwert-Analysen). Die dazu erforderliche Informationsbeschaffung ist rechtzeitig einzuleiten, um den Planungsvorgang ökonomisch gestalten zu können.

Die Eignung der Kostenvergleichsrechnung als alleinige Methode hängt davon ab, ob ein

- relativer Wirtschaftlichkeitsnachweis in Bezug auf die ökonomische Effizienz ausreicht und gleichzeitig
- die zu vergleichenden Alternativen hinsichtlich ihrer Nutzen und Sozialkosten äquivalent sind.

Die erste Bedingung stellt die Frage nach zwingend zu erbringenden Leistungen (normative Zielvorgaben). Die zweite Voraussetzung wird bei komplexeren Vorhaben häufig zu verneinen sein. Weisen aber die Alternativen

eine unterschiedliche Leistungsbreite und -tiefe auf, dann kann der Kostenvergleich allein nur in dem Fall eine befriedigende Entscheidungshilfe liefern, wenn die Alternative mit den geringsten Kosten gleichzeitig den höchsten Nutzenüberschuss gegenüber den Vergleichsalternativen aufweist. Trifft dies nicht zu, so stellt – wie bei Verletzung der ersten Bedingung – der Kostenvergleich keine ausreichende Information zur Lösung des Auswahlproblems bzw. zur Überprüfung der ökonomischen Effizienz bereit. Als ergänzendes Verfahren kann dann zum Beispiel eine Nutzwertanalyse angeschlossen werden.

9.1.2 Grundbegriffe

9.1.2.1 Barwert, Projektkostenbarwert

Der zeitliche Anfall der Kosten für eine Investitionsmaßnahme erstreckt sich von den ersten Voruntersuchungen über die Baudurchführung bis hin zum Ende der Nutzungsdauer (Lebenszykluskosten). Würde man alle diese Kosten zum jeweiligen Zeitpunkt ihres Auftretens auf eine Zeitachse auftragen, so erhielte man einen nahezu kontinuierlichen Kostenstrom. Werden nun – wie in der Investitionsrechnung üblich – die innerhalb eines Jahres anfallenden Einzelgrößen zu einer Summe zusammengefasst und jeweils am Jahresende verrechnet, so entsteht eine (nachschießige) jährliche Kostenreihe.

Auf diese Weise lässt sich jede Maßnahme durch eine entsprechende Kostenreihe charakterisieren (Abb. 9.1). Zu beachten ist dabei, dass die Zeitspanne, innerhalb der die durch das Projekt hervorgerufenen Kosten zu berücksichtigen sind, vom Beginn der Investitionsphase bis zum Ende der Betriebsphase läuft.

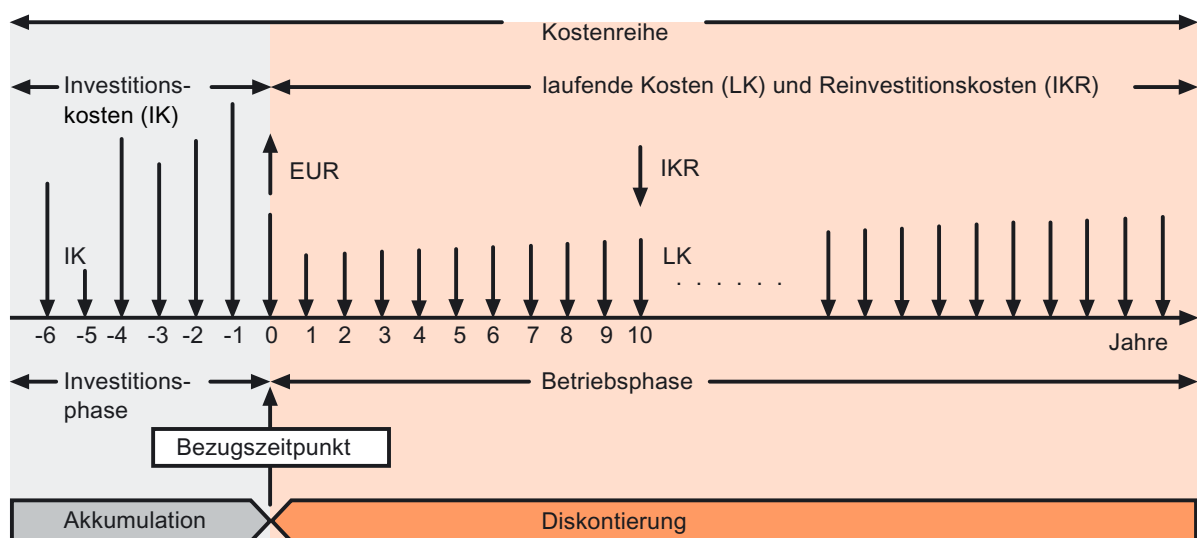


Abb. 9.1: Veranschaulichung einiger Grundbegriffe zur zeitlichen Gewichtung von Kostengrößen

Da zu verschiedenen Zeitpunkten anfallende Kosten unterschiedliche Wertschätzungen besitzen, dürfen die Zahlungen einer Kostenreihe nicht ohne weiteres aufaddiert werden. Dieses statische Vorgehen würde bei der Langlebigkeit abwasserwirtschaftlicher Infrastruktureinrichtungen zu gravierenden Kalkulationsfehlern führen. Vielmehr müssen sie zum Zwecke des Vergleichs auf einen gemeinsamen Zeitpunkt (Bezugszeitpunkt) wertmäßig umgerechnet werden (dynamische Vorgehensweise zur Wertstellung).

Den Wert einer nominalen Kostengröße im Bezugszeitpunkt nennt man ihren **Barwert**, entsprechend denjenigen einer Kostenreihe, die ein Projekt charakterisiert, den **Projektkostenbarwert** (analog: Projektnutzen). Zeitlich vor dem Bezugszeitpunkt anfallende Kosten sind aufzuzinsen (zu akkumulieren), danach anfallende abzuzinsen (zu diskontieren). Die Unterschiede im zeitlichen Anfall von Zahlungen werden so ausgeglichen.

9.1.2.2 Kalkulatorischer Zinssatz

Die erforderliche zeitliche Gewichtung der Nominalkosten erfolgt mithilfe finanzmathematischer Umrechnungsfaktoren. In diese gehen zwei Grundgrößen ein: Zum einen das Gewicht, in dem sich die Minder- bzw. Höhererschätzung zukünftiger bzw. vergangener Kostenwirkungen gegenüber dem Bezugszeitpunkt niederschlägt, was durch den Zinssatz ausgedrückt wird.

Der hier zu betrachtende Zinssatz bezieht sich ausschließlich auf die Beurteilung der langfristigen Wirtschaftlichkeit abwasserwirtschaftlicher Anlagen.

Bei der Festlegung seiner Höhe ist zwischen der gesamt- und betriebswirtschaftlichen Betrachtung zu unterscheiden. Für betriebswirtschaftliche Investitionsrechnungen bilden die einschlägigen Kapitalmarktverhältnisse den Ausgangspunkt (Nominalzinssätze). Der Zins bezeichnet dort den Preis für einen geliehenen Geldbetrag.

In der Wirtschaftlichkeitsrechnung dient der Zins der Vergleichbarkeit von Zahlungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Die Frage, wie hoch der Zinssatz anzusetzen ist, mit dem in der Zukunft anfallende Kosten und Nutzen von Infrastrukturmaßnahmen zum Zwecke ihrer gesamtwirtschaftlichen Vergleichbarkeit auf die Gegenwart diskontiert werden sollen, ist nicht so leicht zu beantworten. Die Höhe dieser Minderschätzung stellt ein Werturteil dar, dem man verschiedene theoretische Ansätze unterlegen kann. Leicht nachzuvollziehen ist beispielsweise die Argumentation, dass bei späterem Einsatz einer Ressource diese zwischenzeitlich in anderer Verwendung Nutzen stiften kann, was eine Entlastung bewirkt. Greift man zu deren Bestimmung auf die Kapitalproduktivität der Marktwirtschaft zurück, so sind neben den zu bedenkenden Punkten des Langzeitaspektes zusätzlich Unterschiede in den Investitionsrisiken zu würdigen.

Unabhängig von der Wahl der Bestimmungsmethode bleibt bei Investitionsentscheidungen über abwassertechnische Infrastruktur das Problem, dass der in Wirtschaftlichkeitsrechnungen anzusetzende Zinssatz eine zukunftsbezogene Größe mit einem sehr fernen Planungshorizont darstellt. Statistische Zahlenangaben

können somit wenig Hilfestellung geben. Auch eine Ausrichtung an aktuellen Gegebenheiten des Kapitalmarktes verbietet sich bei der Langlebigkeit abwasserwirtschaftlicher Projekte von selbst.

Über die Höhe des bei der Beurteilung technischer Infrastrukturmaßnahmen anzusetzenden Zinssatzes wurden im Rahmen der periodischen Fortschreibungen der Bundesverkehrswegeplanung umfangreiche wirtschaftswissenschaftliche Untersuchungen angestellt.

Aufgrund der daraus gewonnenen Erkenntnisse erfolgte in Abstimmung zwischen Bund und Ländern die Festlegung eines Standardwertes, der seit 1986 eine Höhe von real 3 % p.a. (Realzinssatz) besitzt. Dieser Zinssatz kann uneingeschränkt auf abwasserwirtschaftliche Projekte übertragen werden. Den Zusammenhang zwischen nominalen Preisänderungen i_n , der allgemeinen Rate der Geldwertänderung i_i (entspricht für den langen Betrachtungszeitraum der Inflationsrate) und der realen Preisänderungsrate i_r zeigt folgende Formel

$$i_r = \frac{1 + i_n}{1 + i_i} - 1 \quad (9.1)$$

Betrug zum Beispiel der nominale Marktzins einer Periode i_n 6,3 % p.a., die Inflationsrate i_i 2,9 % p.a., so ergibt sich der reale Zinssatz für diese Periode zu $i_r = 3,3$ % p.a. oder 0,033.

Für Kostenvergleichsrechnungen wird ein langfristiger Zinssatz von real 3 % p.a. als Standardwert zugrunde gelegt.

Im Rahmen von Empfindlichkeitsprüfungen hinsichtlich der Höhe des Zinssatzes und ihrer Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit wird eine Bandbreite zwischen 2 bis höchstens 5 % p.a. verwendet.

9.1.2.3 Untersuchungszeitraum

Zum anderen ist für die erforderliche zeitliche Gewichtung der Nominalkosten der Zeitraum zwischen tatsächlichem Kostenanfall und Bezugszeitpunkt maßgeblich, über den also diskontiert bzw. akkumuliert werden muss (Zinszeitraum).

Damit ist die Frage nach der Länge des Untersuchungszeitraumes verbunden.

Der einer Wirtschaftlichkeitsrechnung zweckmäßigerweise zugrunde zu legende Untersuchungszeitraum leitet sich aus einer zweistufigen Vorgehensweise ab. Zunächst wird jede Alternative für sich betrachtet und der für sie maßgebliche individuelle Untersuchungszeitraum bestimmt. Anschließend erfolgt eine Alternativen übergreifende Abstimmung.

Der individuelle Untersuchungszeitraum einer Alternative richtet sich nach der Dauer der Investitions- und Betriebsphase. Erstere ergibt sich aus dem jeweiligen Bauzeitenplan. Die Betriebsphase wird durch die wirtschaftliche Lebensdauer der Anlage bzw. der Anlagenteile begrenzt. Deren Ende ist erreicht, wenn die nach diesem Zeitpunkt anfallenden Kosten die dann noch erzielbaren Nutzen zu übersteigen beginnen. Im ländlichen Raum wird zusätzlich oft eine demografische Komponente zu berücksichtigen sein (z.B. in Regionen

mit hoher Bevölkerungsabwanderung), die maßgeblich Einfluss auf den Untersuchungszeitraum nehmen kann.

Für zentrale Abwasseranlagen legt man in der Praxis die Länge der Untersuchungsdauer so fest, dass sie etwa der durchschnittlichen Nutzungsdauer vergleichbarer Anlagen entspricht. Als Basis-Untersuchungszeiträume lassen sich für die Abwasserableitung 60 Jahre und für die Abwasserbehandlung 30 Jahre ansetzen.

Da sich ein Projekt aus verschiedenen Teilen mit unterschiedlich langen wirtschaftlichen Lebensdauern zusammensetzt, sind innerhalb der Betriebsphase einzelne Anlagenteile zu ersetzen und folglich die daraus resultierenden Reinvestitionskosten in die Rechnung einzustellen. Zur kalkulatorischen Festlegung des Zeitpunktes von Ersatzinvestitionen enthalten die Tabellen *Tab. 9.A.1* und *Tab. 9.A.2* als Anhaltspunkt eine ausführliche Zusammenstellung durchschnittlicher Nutzungsdauern verschiedener Bestandteile abwasserwirtschaftlicher Anlagen.

9.2 Ablaufschritte der Kostenvergleichsrechnung

Der Ablauf einer Kostenvergleichsrechnung lässt sich in ein dreistufiges Vorfeld und die fünfstufige Kostenvergleichsrechnung im engeren Sinn strukturieren. Im Folgenden werden die Ablaufschritte der Kostenvergleichsrechnung im engeren Sinn erläutert (*Abb. 9.2*).

Die eigentliche Kostenvergleichsrechnung läuft grundsätzlich in fünf Stufen ab:

1. Kostenermittlung,
2. Finanzmathematische Aufbereitung der Kosten,
3. Kostengegenüberstellung,
4. Empfindlichkeitsprüfungen und Ermittlung kritischer Werte und
5. Ergebnisinterpretation und Gesamtbeurteilung.

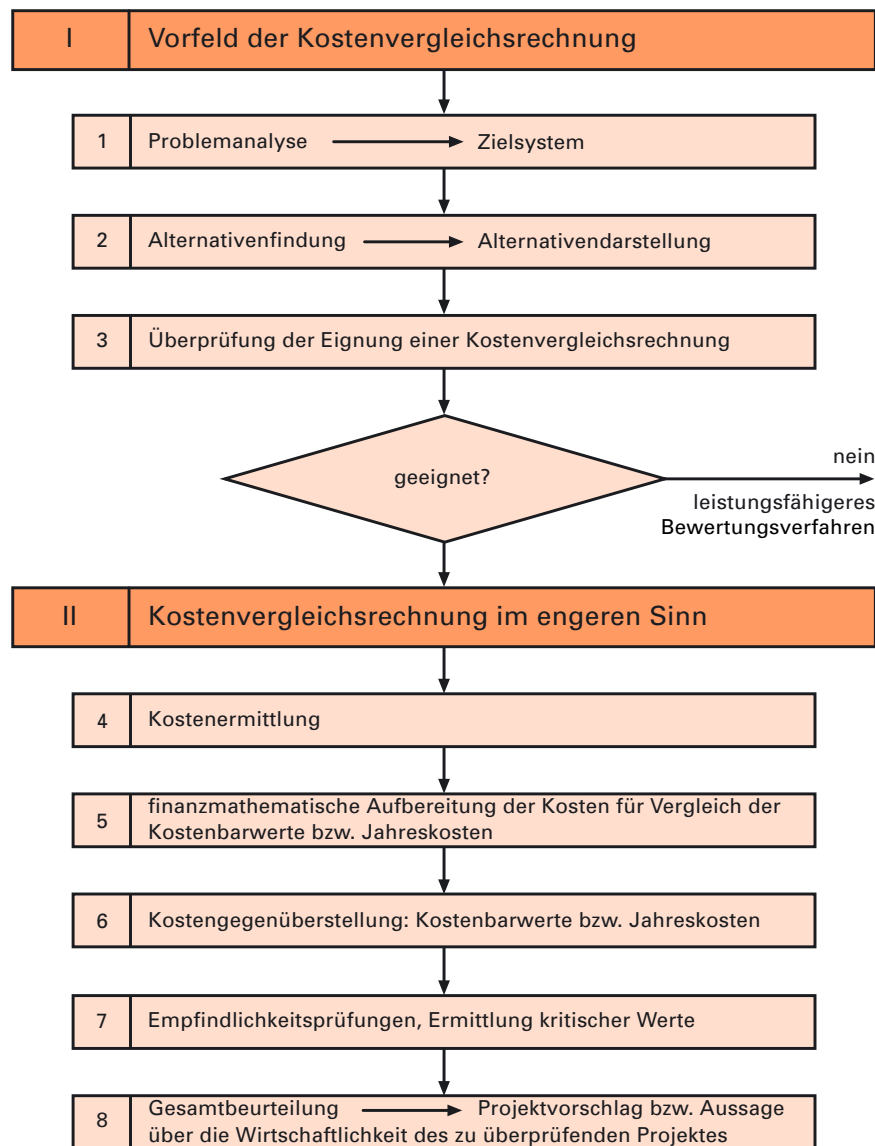


Abb. 9.2: Ablaufschema für eine dynamische Kostenvergleichsrechnung

9.2.1 Kostenermittlung

Für jede in die Untersuchung einzubeziehende Alternative sind alle entscheidungsrelevanten kostenwirksamen Effekte, nach Kostenarten gegliedert, zu erfassen und die jeweiligen Kosten ihrer Größe nach zu ermitteln.

Der Umfang der Kostenermittlung hängt von der Frage ab, ob sich die Betrachtung allein auf die unmittelbaren Projektkosten beschränken kann oder ob zusätzlich entstehende, nicht vom Projektträger zu kompensierende Kostenwirkungen bei Dritten (Sozialkosten) mit einbezogen werden müssen.

Im Rahmen der Kostenermittlung ist zunächst eine allgemeine Unterscheidung nach verschiedenen Kostenarten zweckmäßig, wobei in gesamtwirtschaftlichen Betrachtungen grundsätzlich nur solche Kosten Eingang finden dürfen, hinter denen ein realer Güterverzehr und/oder ein realer Leistungseinsatz stehen.

Kostenbegriffe wie Kapitaldienst, Abschreibungen oder kalkulatorische Kosten werden hier vermieden, da sie anderen Rechnungsarten entstammen. Auch staatliche Zuwendungen oder die Vorteile aus zinsvergünstigten Darlehen dürfen, da sie reine Transferleistungen darstellen, in gesamtwirtschaftliche Kostenvergleichsrechnungen nicht eingehen. Hingegen handelt es sich bei der Abwasserabgabe um einen Ansatz zur Internalisierung externer Kosten (Sozialkosten), die in die Kostenbetrachtungen einzubeziehen sind.

In betriebswirtschaftliche Kostenvergleichsrechnungen dagegen gehen alle vom Projekt zu tragenden Kosten ein, gleichgültig welchen Ursprungs sie sind.

9.2.1.1 Einzubeziehende Kostenarten

Im Rahmen der Kostenvergleichsrechnung wird bei der Kostenermittlung im Allgemeinen nur nach **Investitionskosten** und **Betriebskosten (laufende Kosten)** unterschieden.

In besonderen Fällen, z.B. bei Abnahme des Abwasseranfalls innerhalb der Nutzungsdauer einer Abwasserbeseitigungsanlage, muss zur Ermittlung der laufenden Kosten zwischen fixen und variablen Kosten unterschieden werden.

Einige ausgewählte Kostenarten sind in *Tab. 9.1* zusammengestellt.

Investitionskosten

Investitionskosten (mitunter auch Anschaffungs- oder Herstellkosten genannt) sind die zur Erstellung, zum Erwerb und zur Erneuerung von Anlagen erforderlichen einmalig aufzuwendenden Kosten. Sofern nicht Verwaltungsvorschriften oder andere spezielle Regelungen eine bestimmte Kostengliederung vorschreiben, sollte – um sich über den jeweiligen Zeitpunkt des Kostenanfalls Klarheit zu verschaffen – für die Kostenvergleichsrechnung zumindest eine Unterscheidung nach folgenden Gruppen vorgenommen werden:

- Kosten für Grunderwerb mit gesonderter Ausweisung der Kosten für Ablösungen von Anlagen, Rechten oder anderen einschlägigen Positionen,

- Kosten für Vorarbeiten (Projektentwicklung), Planung, Vermessung, Gutachten, Baugrunduntersuchungen etc.,
- Herstellungs- und Erschließungskosten einschließlich Bauleitungs- und Risikokosten (z.B. zur Abdeckung des Hochwasserrisikos). Die Herstellungskosten sind nach der durchschnittlichen Nutzungsdauer der Anlagenteile zu gruppieren. Dies ist eine Notwendigkeit zur Bestimmung der
- Reinvestitionskosten für Anlagenteile, die während der Betriebsphase der Gesamtanlage zu ersetzen sind, da ihre wirtschaftliche Nutzungsdauer geringer ist als diejenige des Hauptanlagenteils (z.B. maschinelle Einrichtungen in Entsorgungssystemen).

Betriebskosten

Betriebskosten oder laufende Kosten in der hier verwendeten Definition sind die zum Betrieb, zur Wartung, Unterhaltung und Überwachung von Anlagen erforderlichen, in der Betriebsphase regel- oder unregelmäßig wiederkehrenden Aufwendungen. Die Abgrenzung zwischen Unterhaltungskosten und Reinvestitionskosten kurzlebiger Anlagenteile kann mitunter Schwierigkeiten bereiten. Auf jeden Fall können Reinvestitionskosten für Anlagenteile mit einer Nutzungsdauer bis zu fünf Jahren den laufenden Kosten zugeschlagen werden. Unschärfen in der Abgrenzung spielen in der Kostenvergleichsrechnung für Infrastrukturmaßnahmen keine Rolle. Andere Kostengliederungen (DIN 18960 „Nutzungskosten im Hochbau“) definieren die Betriebskosten wesentlich enger und unterscheiden sie von Bauunterhaltungskosten und anderen Kostengruppen; mithin stellen danach erstere nur einen Teil der laufenden Kosten dar. Hier werden die Begriffe Betriebskosten und laufende Kosten synonym angewendet.

Im Normalfall genügt es für Kostenvergleichsrechnungen, die laufenden Kosten aufzuschlüsseln nach

- Personalkosten (einschließlich Personalneben- und Verwaltungskosten),
- Sachkosten (Betriebs- und Hilfsmittel, Materialkosten für Instandhaltung usw.) und
- Energiekosten (Strom, einschließlich Vorhaltekosten, Öl, Gas).

Einzubeziehen sind sowohl die Eigenleistungen des Projektträgers als auch Fremdleistungen.

Unterscheidung in fixe und variable Kosten

Neben der Einteilung in einmalige und laufende Kosten wird für Kostenermittlungen und bestimmte Vergleichsrechnungen auf Basis von spezifischen Kosten oder Einheitspreisen (wie €/m³, €/Einwohnerwert) eine Unterscheidung in fixe und variable Kosten benötigt.

Fixe Kosten (Fixkosten) fallen unabhängig von der Höhe der Kapazitätsauslastung einer Anlage innerhalb eines bestimmten Zeitraumes an. Sie sind die Kosten zur Leistungsvorhaltung. Variable Kosten sind hingegen solche, die mit der Leistungsmenge variieren (z.B. Pumpkosten).

Tab. 9.1: Ausgewählte Kostenarten im Rahmen der Kostenvergleichsrechnung

Kostenarten			
Investitionskosten (einmalige Kosten, Anschaffungskosten)		Betriebskosten (laufende Kosten)	
Kostengliederung	Nutzungsdauer	fixe Kosten	variable Kosten
Grunderwerb	unbegrenzt	Personal	
Vorarbeiten	Untersuchungszeitraum	Sachkosten (Unterhaltung)	Sachkosten (z. B. Fällmittel)
Herstellung, baulich, Abwasserbehandlung	20–40 Jahre	Energie (Vorhaltung)	Energie (Verbrauch)
Herstellung, maschinentechnisch	10–20 Jahre		Schlamm Entsorgung
Herstellung, mess-steuertechnisch	10 Jahre		Abwasserabgabe
Herstellung, baulich, Abwasserableitung	30–80 Jahre		
Reinvestitionen			

9.2.1.2 Verfahren der Kostenermittlung

Die Verfahren, mit deren Hilfe die Kosten entsprechend dem Stand der Planung bzw. Durchführung ermittelt oder festgestellt werden, werden unterschieden in:

- Kostenschätzung bei der Vorplanung,
- Kostenberechnung bei der Entwurfsplanung,
- Kostenanschlag nach der Vergabe und
- Kostenfeststellung beim Nachweis der tatsächlich entstandenen Kosten.

Diese Unterteilung ist für die Kostenvergleichsrechnung insofern von Bedeutung, als die während der Planungs-, Investitions- oder Betriebsphase durchzuführenden Vergleiche (verschiedene Systeme, Varianten, Teilanlagen, Betriebsrationalisierungen) auf unterschiedlichen Kosteninformationen aufbauen.

Die **Kostenschätzung** dient als Teil der Vorplanung zur überschlägigen Ermittlung der Gesamtkosten. Die Basis dafür bilden die Ergebnisse der Grundlagenermittlung und Vorplanung, insbesondere

- möglichst genaue Bedarfsangaben,
- fortgeschriebene Erfahrungswerte über Kosten, z.B. €/m³ Nutzvolumen von Becken, €/m Kanal etc. und
- die Pläne und Zeichnungen der Vorplanung, sowie die Erläuterungen der Planungskonzepte.

Die **Kostenberechnung** ist Teil der Entwurfsplanung. Sie dient der angenäherten Ermittlung der Gesamtkosten und geht als wesentliche Information in die Entscheidungsfindung über die Durchführung einer Maßnahme ein. Die Kostenberechnung wird regelmäßig nach sorgfältig berechneten Mengen und fortgeschriebenen Einheitspreisen durchgeführt.

Der **Kostenanschlag** ist die aufgrund der angebotenen Einheits- und Pauschalpreise im Rahmen der Mitwirkung bei der Vergabe fortgeschriebene Kostenberechnung.

Die **Kostenfeststellung** ist die abschließende Kostenermittlung durch die Bauoberleitung aufgrund der festgestellten Ausgaben für das Vorhaben. Sie hat im Rahmen der Kostenvergleichsrechnung eine unmittelbare Be-

deutung bei der Durchführung von Erfolgskontrollen, eine mittelbare insofern, als sie die Datengrundlage für Auswertungen in Form von Vergleichen und Dokumentationen, für die Aufstellung von Kostenkurven sowie die Ableitung von Kostenrichtwerten darstellt. Im Übrigen bietet sie die Möglichkeit, Abweichungen zwischen Kostenanschlag und festgestellten Kosten zu analysieren und damit Hinweise auf Unsicherheitsspannen und spezielle Kostenrisiken bei aktuellen Projekten zu geben.

9.2.1.3 Berücksichtigung von Preisentwicklungen

Bei einer vordergründigen Betrachtung der Kostenvergleichsrechnung wird leicht übersehen, dass mit ihr die Alternative herausgefunden werden soll, welche für die zu erbringende Leistung den geringsten güterwirtschaftlichen Aufwand erfordert. Da die verschiedenen Einsatzmengen jedoch nicht unmittelbar miteinander vergleichbar sind, benutzt man für diesen Zweck ihren in Geldeinheiten ausgedrückten Wert. Beim Kostenvergleich interessiert also die hinter dem Geld stehende Kaufkraft. Das bedeutet, die einzelnen Kostengrößen repräsentieren nur dann einen vergleichbaren güterwirtschaftlichen Aufwand, wenn ihnen gleiche Kaufkraftverhältnisse zugrunde liegen.

Diese Bedingung ist infolge von Geldwertänderungen für zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallende Kosten (Nominalkosten) nicht von vornherein gegeben. Vielmehr müssen alle nominalen Größen auf die Kaufkraftverhältnisse eines Basisjahres bezogen werden. Normalerweise wählt man hierfür den Zeitpunkt der Durchführung des Kostenvergleichs. In eine Wirtschaftlichkeitsrechnung müssen also stets die Realgrößen (reale Nominalkosten) eingehen. Sprachvereinfachend soll im Folgenden unter den Begriffen nominale Kostengröße und Nominalkosten stets der reale Wert dieser Größen im Zeitpunkt ihres Auftretens verstanden werden.

Die Einhaltung des Prinzips der Realbewertung wird dadurch erreicht, dass man bei allen Kostenkalkulationen einen einheitlichen Preisstand verwendet. Sollen

hierbei Kostendaten aus früheren Jahren herangezogen werden, so sind sie zu aktualisieren, d.h. auf den Preisstand des der Kalkulation zugrunde gelegten Basisjahres zu beziehen. Bei künftig anfallenden Kosten (z.B. laufende Kosten) ist nur dann eine Preisentwicklung zu berücksichtigen, wenn die beim einzelnen Wirtschaftsgut bzw. der betrachteten Kostenart zu erwartende nominale Entwicklung von der durchschnittlichen abweicht.

Zur Verdeutlichung des Grundprinzips sei die Entwicklung einer Kostengröße von heute 1 € bei einer Inflationsrate von beispielsweise 3,5 % p.a. (per annum = pro Jahr) über fünf Jahre betrachtet. Sie bläht sich jährlich um den Faktor 1,035 auf und erreicht schließlich die nominale Größe von $1 \cdot (1 + 0,035)^5 = 1,19$ €. Hinter diesen 1,19 € steht aber die gleiche Kaufkraft wie bei dem 1 € von heute. Den nominalen 1,19 € entspricht damit in der Gegenwart real 1 €. Solange also davon ausgegangen wird, dass nur Geldwertänderungen die künftigen Preiserwartungen beeinflussen, werden in der Kostenvergleichsrechnung die Preise auch für die Ermittlung zukünftiger Kosten als konstant mit den Werten zum Basisjahr angesetzt.

Bei der Erstellung von Kostenschätzungen und -berechnungen werden mitunter Kostenangaben bereits abgewickelter vergleichbarer Baumaßnahmen verwendet. Infolge der zeitlichen Preisentwicklung sind diese Daten nicht ohne weiteres in der Kostenvergleichsrechnung nutzbar. Sie müssen auf den Preisstand des der Kalkulation zugrunde liegenden Basisjahres umgerechnet werden. Hierzu werden die vom Statistischen Bundesamt jährlich im Statistischen Jahrbuch für die Bundesrepublik veröffentlichten Preisindizes herangezogen. (Hinweis: Downloads werden im Publikationsservice des Statistischen Bundesamtes unter www.destatis.de in der Rubrik „Service“ unter „Publikationen“ kostenfrei zur Verfügung gestellt.)

Nur wenn die zu erwartenden nominalen Preisänderungen r_n höher (oder niedriger) einzuschätzen sind als die allgemeine Rate der Geldwertänderung i , ergibt sich eine zu berücksichtigende reale Preisänderungsrate r_r (Formel 9.1).

Als drei wesentliche Fehlerquellen beim Ansatz von Preisänderungsraten sind zu nennen:

- unkritische Verwendung mitunter sehr kurzfristiger Trends vergangener Jahre (Trendextrapolation), deren Fortsetzung ungewiss ist,
- Ansatz nominaler anstelle realer Preissteigerungsraten und
- Ableitung einschlägiger Planungsdaten aus statistisch erfassten Kostenentwicklungen (Trendextrapolationen) ohne Bereinigung von Mengeneffekten und Inflationswirkung. Beispielsweise darf bei der Kostenvergleichsrechnung für Kläranlagen nicht die statistisch erfasste spezifische Kostenentwicklung pro Einwohnerwert verwendet werden (von der Problematik der Trendextrapolation abgesehen), da neben dem inflatorischen Effekt auch die erfolgte permanente Standardanhebung zu Kostensteigerungen geführt hat, die sich abzüglich der Produktivitätsfortschritte in der Statistik nie-

derschlagen. Die Kostenvergleichsrechnung muss stets von leistungsgleichen Alternativen ausgehen.

Für das praktische Vorgehen wird empfohlen, zunächst eine Vergleichsrechnung durchzuführen, die sowohl bei den laufenden Kosten als auch bei den Kosten für Reinvestitionen keine Preissteigerungen vorsieht. Im Rahmen von Empfindlichkeitsprüfungen können dann die Auswirkungen verschiedener Steigerungsraten untersucht werden. Während dies bei Reinvestitionen nur in begründeten Einzelfällen veranlasst sein dürfte (anzusetzende Nutzengleichheit, Kompensationseffekte des Produktivitätsfortschrittes und der Qualitätsverbesserung durch technologische Weiterentwicklung), sollte bei den laufenden Kosten stets eine solche Empfindlichkeitsprüfung erfolgen. Als oberster Grenzwert für die zu untersuchende Spannweite kann dabei eine reale Preissteigerungsrate von $r_r = 3$ % p.a. angesetzt werden.

9.2.2 Aufbereitung der Kosten

Um Kostengrößen wertrichtig aufsummieren zu können, müssen die über den Untersuchungszeitraum verteilten nominalen Kosten jeder Alternative auf den Bezugszeitpunkt finanzmathematisch umgerechnet werden.

Die Kostenstruktur der Alternativen kann recht unterschiedlich sein (z.B. Maßnahmen mit hohen Investitionskosten und niedrigen laufenden Kosten im Vergleich zu solchen mit niedrigen Investitionskosten und hohen laufenden Kosten). Da die Kosten zu verschiedenen Zeitpunkten auftreten, müssen sie zum Zwecke des Wertvergleichs zeitlich gewichtet werden.

Im Hinblick auf die Anwendung finanzmathematischer Formeln zur zeitlichen Gewichtung von Kostengrößen soll im Folgenden unterschieden werden zwischen:

- Einzelkosten,
- jährlich wiederkehrenden gleichen Kosten (gleichförmige Kostenreihen) und
- progressiv steigenden Kostenreihen, d.h. Kostenreihen, bei denen die Kosten jährlich um den gleichen Prozentsatz steigen.

9.2.2.1 Umrechnung von Einzelkosten in Kostenbarwerte

Zur Errechnung von Barwerten sind Kosten, die vor dem Bezugszeitpunkt anfallen, zu akkumulieren (aufzuzinsen), danach anfallende zu diskontieren (abzuzinsen).

Die Umrechnung von Nominalkosten zu Barwerten erfolgt mit den folgenden finanzmathematischen Umrechnungsfaktoren.

Akkumulation

Eine Kostengröße am Ende des (-n)-ten Jahres vor dem Bezugszeitpunkt wird derart aufgezinst, dass ihr Nominalwert mit dem AkkumulationsFAKTOR (auch Aufzinsungsfaktor) für eine Einzelzahlung (AFAKE) multipliziert wird.

$$\text{AFAKE}(i;n) = (1 + i)^n = q^n$$

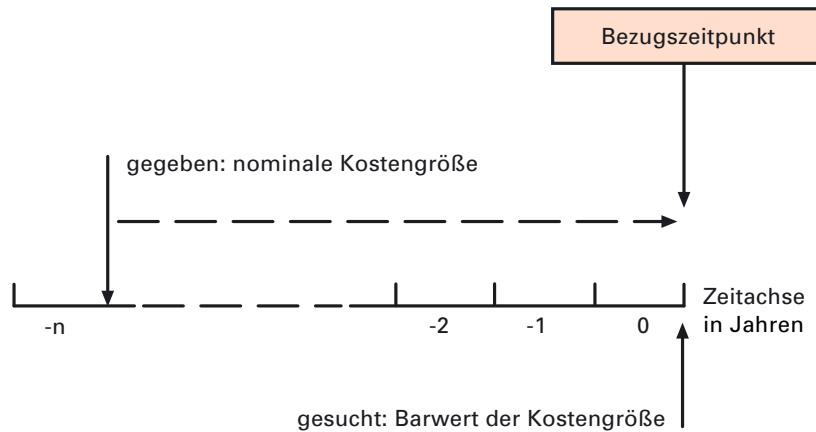


Abb. 9.3: Aufzinsung einer einzelnen Kostengröße (Akkumulation)

Der Zinssatz i entspricht dem realen Zinssatz (Standardwert $3\% = 0,03$) und n der Zahl der Jahre zwischen Kostenanfall und Bezugszeitpunkt (Zinszeitraum). Der errechnete Wert ist der dem Nominalwert entsprechende Barwert. Der Ausdruck $q = (1 + i)$ wird als Zinsfaktor bezeichnet.

Aus der Formel wird deutlich, warum auf der Zeitachse die Zählung der Jahre mit Null beginnt, denn nur für $n = 0$ ergibt sich ein Akkumulationsfaktor von 1. Eine im Bezugszeitpunkt anfallende Kostengröße entspricht nämlich unmittelbar ihrem Barwert.

Tab. 9.A.3 enthält Werte des Akkumulationsfaktors für einmalige Kosten AFAKE ($i;n$).

Zahlenbeispiel zur Akkumulation

Der Grunderwerb für eine Maßnahme wird 10 Jahre vor deren Inbetriebnahme durchgeführt. Zu berechnen ist der Barwert (GKBW) zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme für die nominal aufzuwendenden Kosten in Höhe von $GK = 2,1 \text{ Mio. €}$ bei der Verwendung eines Zinssatzes von real $3\% \text{ p. a.}$

$$\begin{aligned}
 \text{GKBW} &= \text{GK} \cdot \text{AFAKE}(i;n) \\
 &= 2,1 \cdot \text{AFAKE}(i = 3\%; n = 10 \text{ Jahre}) \\
 &= 2,1 \cdot 1,3439 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.3)} \\
 &= \mathbf{2,8 \text{ Mio. €}}
 \end{aligned}$$

Diskontierung

Einzelkosten, die nach dem Bezugszeitpunkt anfallen, werden abgezinst (diskontiert).

Der Barwert einer am Ende des n -ten Jahres nach dem Bezugszeitpunkt anfallenden Kostengröße wird durch Multiplikation mit dem **DiskontierungsFAKTOR** (auch Abzinsungsfaktor genannt) für eine **Einzelzahlung** (DFAKE) ermittelt:

$$\text{DFAKE}(i;n) = 1 / (1 + i)^n = 1 / q^n$$

Tab. 9.A.4 enthält Werte des Diskontierungsfaktors für einmalige Kosten DFAKE ($i;n$).

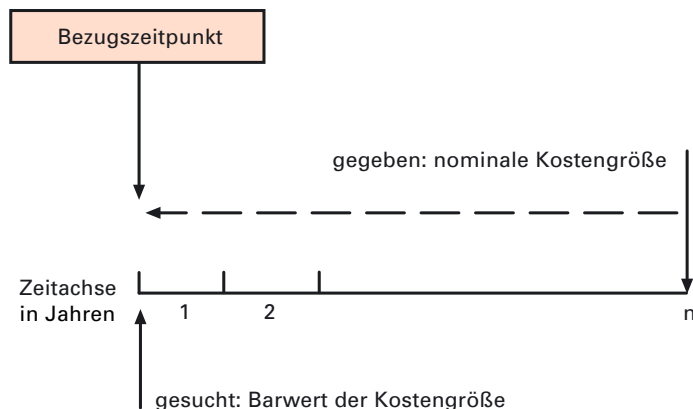


Abb. 9.4: Abzinsung einer einzelnen Kostengröße (Diskontierung)

Zahlenbeispiel zur Diskontierung/Akkumulation

Das folgende Rechenbeispiel soll den Gebrauch der beiden Umrechnungsfaktoren für einmalige Kosten aufzeigen. Zu berechnen ist zunächst der Barwert für die Kosten einer Reinvestition im Jahre $n = 25$ ($IKR_{25}BW_0$), deren Nominalwert zum Zeitpunkt 0 $IKR_0 = 2,5$ Mio. € beträgt. Als Realzinssatz werden 3 % p.a. angesetzt. In einem zweiten Schritt soll der Einfluss einer möglichen realen Preissteigerung von 1 % p.a. bei den Reinvestitionskosten mit berücksichtigt werden. An dieser Fragestellung lässt sich aufzeigen, wie der Umrechnungsfaktor AFAKE auch zur Hochrechnung einmaliger Kostengrößen bei anzusetzenden realen Preissteigerungen in % p.a. verwendet werden kann.

Reinvestitionskosten-Barwert zum Zeitpunkt 0 ohne Berücksichtigung realer Preissteigerungen ($IKR_{25} = IKR_0$):

$$\begin{aligned} IKR_{25}BW_0 &= IKR_0 \cdot DFAKE(i;n) \\ &= 2,5 \cdot DFAKE(i = 3\%; n = 25 \text{ Jahre}) \\ &= 2,5 \cdot 0,4776 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.4)} = \mathbf{1,2 \text{ Mio. €}} \end{aligned}$$

Reinvestitionskosten-Barwert zum Zeitpunkt 0 mit Berücksichtigung realer Preissteigerungen:

Berechnung der realen Reinvestitionskosten IKR_{25} im Jahre $n = 25$ bei einer realen Preissteigerungsrate von $r = 1\%$ p. a. (In dem Fall wirkt – mathematisch gesehen – die Preissteigerungsrate r wie ein realer Zinssatz, sodass zur Hochrechnung auf das Jahr $n = 25$ der AFAKE (1;25) zu verwenden ist):

$$\begin{aligned} IKR_{25} &= IKR_0 \cdot AFAKE(r;n) \\ &= 2,5 \cdot AFAKE(r = 1\%; n = 25 \text{ Jahre}) \\ &= 2,5 \cdot 1,2824 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.3)} = \mathbf{3,2 \text{ Mio. €}} \end{aligned}$$

Reinvestitionskosten-Barwert zum Zeitpunkt 0:

$$\begin{aligned} IKR_{25}BW_0 &= IKR_{25} \cdot DFAKE(i;n) \\ &= 3,2 \cdot DFAKE(i = 3\%; n = 25 \text{ Jahre}) \\ &= 3,2 \cdot 0,4776 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.4)} = \mathbf{1,5 \text{ Mio. €}} \end{aligned}$$

Allgemein lässt sich damit der Faktor zur Berechnung des Barwertes einer Ersatzinvestition unter Berücksichtigung einer konstanten Preissteigerungsrate wie folgt angeben:

$$\begin{aligned} AFAKE(r;n) \cdot DFAKE(i;n) \\ = ((1+r)/(1+i))^n = (s/q)^n \end{aligned}$$

mit

- r = Preissteigerungsrate und
- $s = 1 + r$ = Preissteigerungsfaktor
- i = Zinssatz und
- $q = 1 + i$ = Zinsfaktor.

Der Ansatz realer Preissteigerungsraten für Ersatzinvestitionen, die den gleichen Leistungsumfang aufwei-

sen wie die Erstinvestition, wird in den meisten Fällen nicht begründbar sein. Bei den verbleibenden Ausnahmen sind realistischerweise Raten im Bereich kleiner Werte anzusetzen (Faktoren für 0,5; 1,0 und 1,5 % p.a.) (Tab. 9.A.3).

9.2.2.2 Umrechnung von Einzelkosten in gleichförmige Kostenreihen

Die Umrechnung einer im Bezugszeitpunkt stehenden Kostengröße in eine dahinter liegende gleichförmige Kostenreihe wird erforderlich, wenn der Barwert der Investitionskosten als Anteil an den durchschnittlichen Jahreskosten (jährliche Kapitalkosten) ermittelt werden soll.

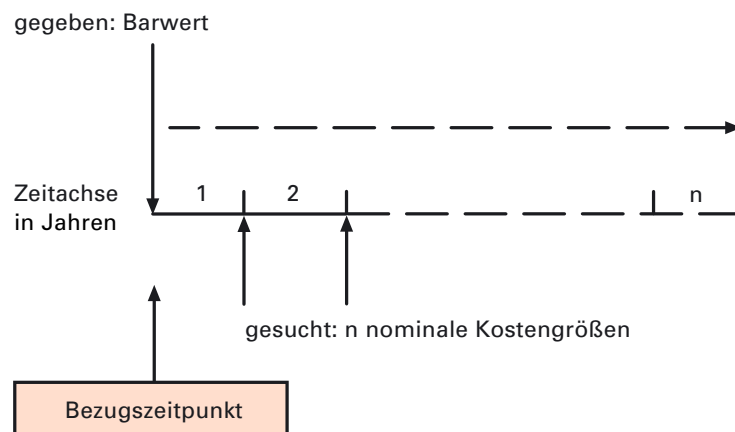


Abb. 9.5: Umrechnung einer Kostengröße in eine gleichförmige Kostenreihe mit gleichem Bezugszeitpunkt

Kapitalwiedergewinnungsfaktor

Die auf n Jahre verteilten Kapital- bzw. Jahreskosten errechnen sich aus den Barwerten der Investitionskosten bzw. aus den Projektkostenbarwerten durch deren Multiplikation mit dem **KapitalwiedergewinnungsFAKtoR** (auch Annuitätenfaktor, KFAKR)

$$\begin{aligned} \text{KFAKR}(i;n) &= (i \cdot (1+i)^n) / (1+i)^n - 1 \\ &= ((q-1) \cdot q^n) / (q^n - 1) \end{aligned}$$

Fallen die Investitionskosten über mehrere Jahre verteilt an, so sind sie zunächst auf den Bezugszeitpunkt zu akkumulieren, um ihren Barwert zu erhalten (vgl. Kap. 9.2.2.1 Umrechnung von Einzelkosten in Kostenbarwerte und nachfolgendes Beispiel). Tab. 9.A.5 enthält Werte des Kapitalwiedergewinnungsfaktors KFAKR (i;n).

Zahlenbeispiel zum Kapitalwiedergewinnungsfaktor

Für eine Kanalisationsmaßnahme fallen Investitionskosten in Höhe von 13,4 Mio. € an, die sich auf vier Investitionsjahre wie folgt verteilen:

- 1. Jahr: 4,1 Mio. €
- 2. Jahr: 3,2 Mio. €
- 3. Jahr: 3,4 Mio. €
- 4. Jahr: 2,7 Mio. €

Investitionskostensumme: 13,4 Mio. €

Wie hoch sind die realen jährlichen Kapitalkosten JKK bei einem Zinssatz von real 3 % p.a. und einem Untersuchungszeitraum von 80 Jahren?

Damit ist folgende Situation gegeben:

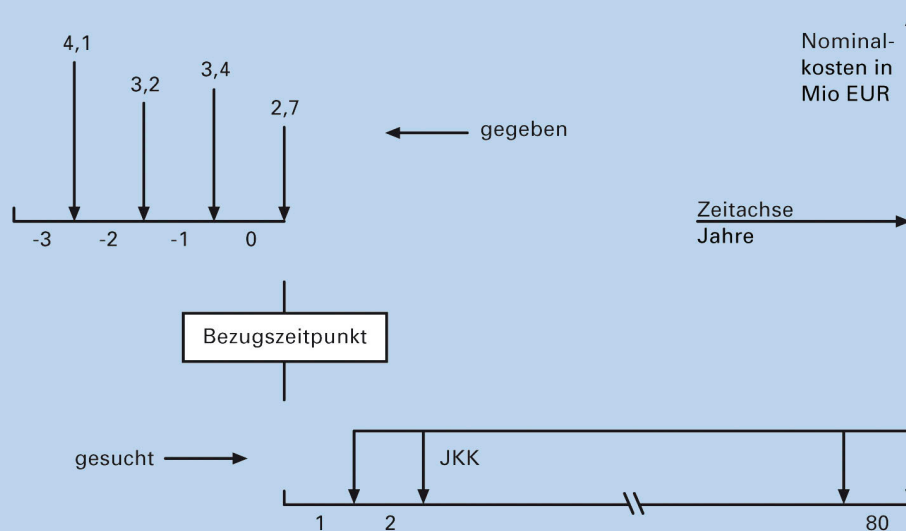


Abb. 9.6: Umrechnung von Investitionskosten in jährliche Kapitalkosten

Zur Berechnung der jährlichen Kapitalkosten JKK sind zunächst die jährlichen Investitionskosten auf den Bezugszeitpunkt zu akkumulieren. Ihre Summe ergibt den Investitionskostenbarwert, der dann durch Multiplikation mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n) in die Kapitalkostenreihe umgewandelt werden kann.

Nominalkosten	AFAKE(3;n)	Kostenbarwert
Mio. € × (Anhang Tab. 9.A.3) =		Mio. €
4,1 × 1,0927 (n = 3 Jahre) =		4,48
3,2 × 1,0609 (n = 2 Jahre) =		3,39
3,4 × 1,0300 (n = 1 Jahr) =		3,50
2,7 × 1,0000 (n = 0 Jahre) =		2,7
Investitionskostenbarwert IKBW =		14,07

$JKK = IKBW \cdot KFAKR(i;n)$
 $= 14,07 \cdot KFAKR(i = 3\%; n = 80 \text{ Jahre})$
 $= 14,07 \cdot 0,03311 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.5)} = \mathbf{0,466 \text{ Mio. €/a}}$

Die jährlichen Kapitalkosten (Jahreskosten aus der Investition) für die Kanalbaumaßnahme betragen 0,466 Mio. €/a.

9.2.2.3 Umrechnung gleichförmiger Kostenreihen in Kostenbarwerte

Der Barwert für gleichförmige Kostenreihen (entspricht den Jahreskosten) wird wie folgt ermittelt.

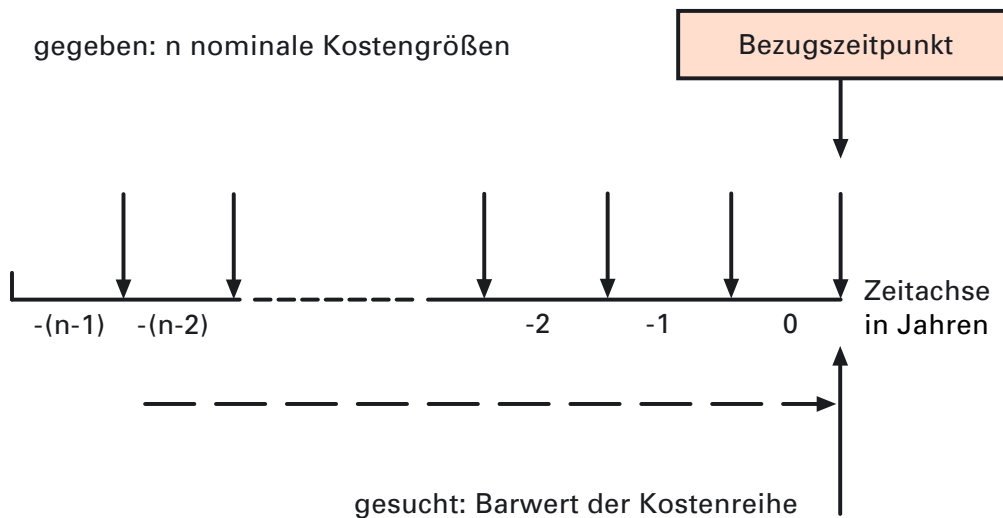


Abb. 9.7: Akkumulation einer gleichförmigen Kostenreihe (Bezugszeitpunkt im Endpunkt der Kostenreihe)

Akkumulation gleichförmiger jährlicher Kostenreihen

Der Barwert für vor dem Bezugszeitpunkt über n Jahre (Jahre 0 bis [n-1]) jährlich wiederkehrende gleiche Kostengrößen wird durch Multiplikation mit dem Ak-

kumulationsFAKtor für gleichförmige jährliche Kosten-Reihen (AFAKR) ermittelt:

$$AFAKR(i;n) = ((1 + i)^n - 1) / i = (q^n - 1) / (q - 1)$$

Tab. 9.A.6 enthält Werte des Akkumulationsfaktors für gleichförmige jährliche Kostenreihen AFAKR(i;n).

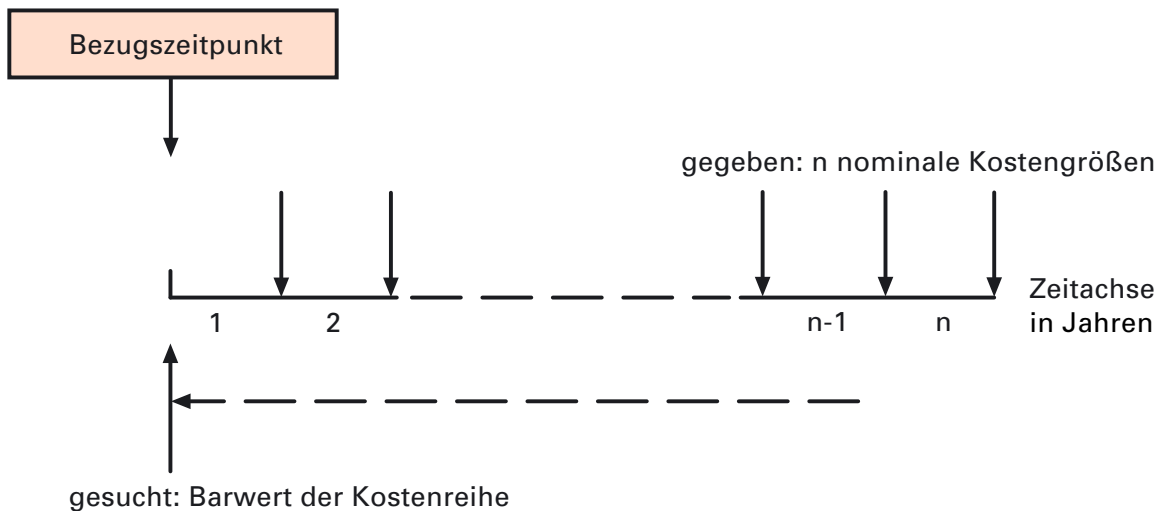


Abb. 9.8: Diskontierung einer gleichförmigen Kostenreihe (Bezugszeitpunkt im Nullpunkt der Kostenreihe)

Diskontierung gleichförmiger jährlicher Kostenreihen

Der Barwert für nach dem Bezugszeitpunkt über n Jahre (Jahre 1 bis n) jährlich wiederkehrende Kosten­größen wird ermittelt durch Multiplikation mit dem DiskontierungsFAKtor für gleichförmige jährliche KostenReihen (DFAKR).

$$\text{DFAKR}(i;n) = ((1+i)^n - 1) / (i \times (1+i)^n) \\ = (q^n - 1) / ((q - 1) \cdot q^n)$$

Tab. 9.A.7 enthält Werte für den Diskontierungsfaktor für gleichförmige jährliche Kostenreihen DFAKR (i;n).

Zahlenbeispiel Diskontierung einer gleichförmigen Kostenreihe

Die laufenden Kosten einer Anlage werden zu Beginn des ersten Betriebsjahres mit LK = 100.000 €/a berechnet. Wie hoch ist der Barwert der laufenden Kosten, bezogen auf den Beginn des ersten Betriebsjahres, bei einer Betriebsphase von n = 25 Jahren und einem realen Zinssatz von i = 3 % p.a.?

Der Barwert der laufenden Kosten LKBW₀ im Zeitpunkt 0 beträgt

$$\text{LKBW}_0 = 100.000 \cdot \text{DFAKR}(i;n) \\ = 100.000 \cdot \text{DFAKR}(i = 3\%; n = 25 \text{ Jahre}) \\ = 100.000 \cdot 17,4131 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.7)} = \mathbf{1.741.000 \text{ €}}$$

9.2.2.4 Umrechnung progressiv steigender Kostenreihen in Kostenbarwerte

Diskontierung progressiv steigender Kostenreihen

Wird die Entwicklung einer Kostenreihe durch eine jährlich konstante Steigerungsrate r charakterisiert, so spricht man von einer progressiv steigenden Reihe. Diese Kostenprogression lässt sich auf einfache Weise in dem Umrechnungsfaktor zur Barwertberechnung mit berücksichtigen. Der auf den Nullpunkt bezogene Barwert einer jährlich um r % steigenden Kostenreihe ergibt sich durch Multiplikation der Ursprungskosten-

größe (mit dem Preisstand zu diesem Zeitpunkt!) mit dem DiskontierungsFAKtor für ReihenProgression

$$\text{DFAKRP}(r;i;n) = (1+r) \cdot ((1+i)^n - (1+r)^n) / ((1+i)^n \cdot (i-r)) \\ = s \cdot ((q^n - s^n) / (q^n \cdot (q-s)))$$

mit:

$$q = 1 + i \\ s = 1 + r$$

Die Tabellen Tab. 9.A.8 bis Tab. 9.A.12 enthalten Werte des Diskontierungsfaktors für progressiv steigende jährliche Kostenreihen DFAKRP (r;i;n), und zwar für Steigerungsraten r von 0,5; 1; 1,5; 2 und 3 % p.a. Für r = 0 % ist der DFAKRP (r;i;n) identisch mit dem DFAKR (i;n).

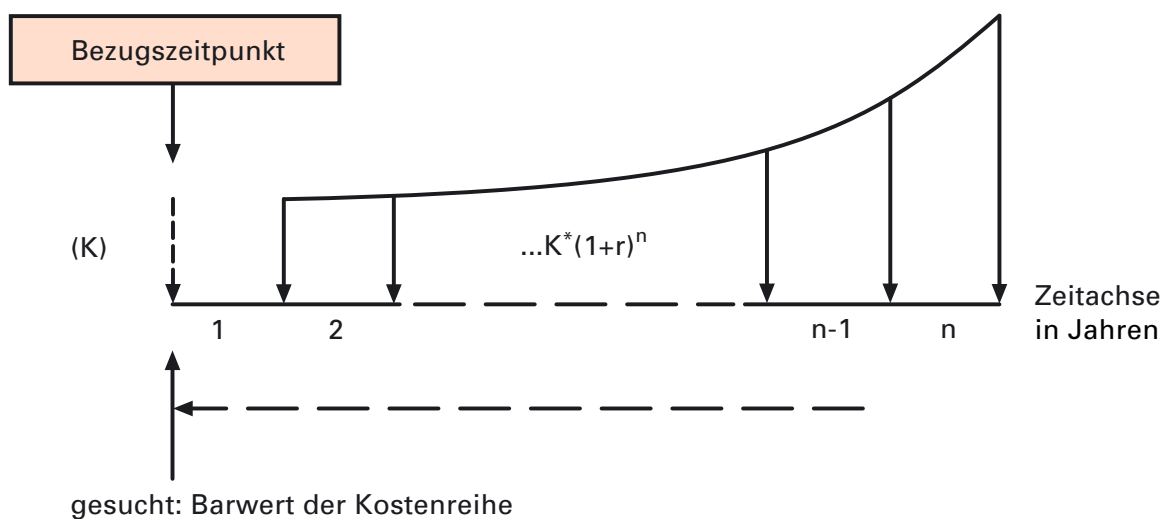


Abb. 9.9: Diskontierung einer progressiv steigenden Kostenreihe

Zahlenbeispiel Diskontierung einer progressiv steigenden Kostenreihe

Die laufenden Kosten einer Anlage werden zum Planungszeitpunkt mit $LK = 92.400 \text{ €/a}$ berechnet. Es wird angenommen, dass sie sich mit einer konstanten Kostensteigerungsrate von $r = 2 \%$ p.a. entwickeln. Wie hoch ist der Barwert der laufenden Kosten, bezogen auf den Beginn des ersten Betriebsjahres, bei einer Betriebsphase von $n = 25$ Jahren und einem realen Zinssatz von $i = 3 \%$ p.a. unter der Annahme, dass zwischen Planungszeitpunkt und Betriebsbeginn vier Jahre liegen?

Die im Planungszeitpunkt kalkulierten laufenden Kosten sind zunächst auf den Beginn des ersten Betriebsjahres hochzurechnen. Für diesen Zeitpunkt erhält man einen Nominalwert von

$$\begin{aligned} LK_0 &= 92.400 \cdot \text{AFAKE}(i;n) \\ &= 92.400 \cdot \text{AFAKE}(r = 2 \% \text{ (analog einem Zinssatz } i = 2 \% ; n = 4 \text{ Jahre)}) \\ &= 92.400 \cdot 1,0824 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.3)} = \mathbf{100.000 \text{ €/a}} \end{aligned}$$

Die sich damit ergebende, zu diskontierende Kostenreihe hat die in Abb. 9.9 dargestellte Form:

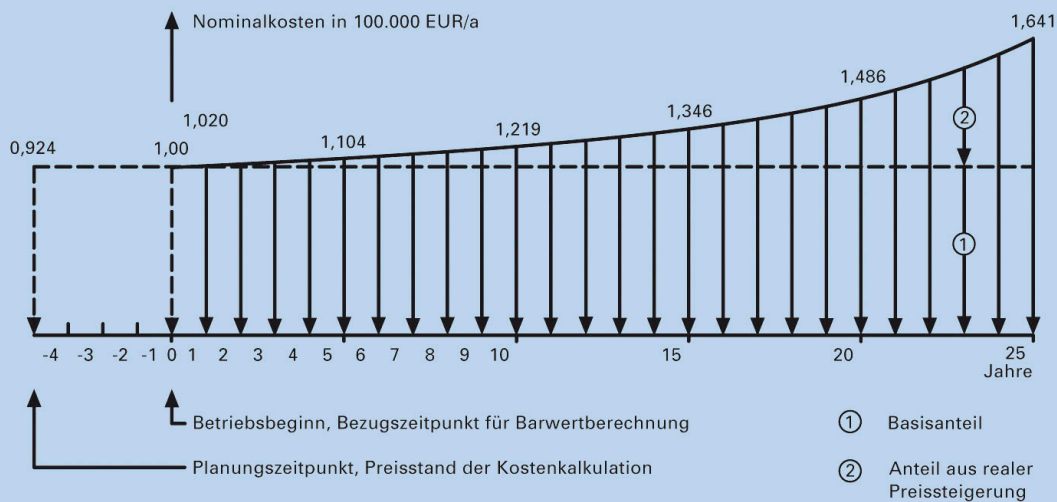


Abb. 9.10: Kostenreihe des Zahlenbeispiels in Kap. 9.2.2.4 Umrechnung progressiv steigender Kostenreihen in Kostenbarwerte

Damit errechnet sich der Barwert der laufenden Kosten $LKBW_0$ im Zeitpunkt 0 zu

$$\begin{aligned} LKBW_0 &= 100.000 \cdot \text{DFAKRP}(r;i;n) \\ &= 100.000 \cdot \text{DFAKRP}(r = 2 \% ; i = 3 \% ; n = 25 \text{ Jahre}) \\ &= 100.000 \cdot 22,0766 \text{ (nach Anlage Tab. 9.A.11)} = \mathbf{2.208.000 \text{ €}} \end{aligned}$$

Würde man die Kostensteigerungen in diesem Beispiel unberücksichtigt lassen und die dann vorliegende gleichförmige Kostenreihe jährlicher Zahlungen in Höhe von 92.400 € mit 3% p.a. diskontieren, so ergäbe sich mit dem Diskontierungsfaktor $\text{DFAKR}(3;25) = 17,413$ (Tab. 9.A.7) der Barwert der laufenden Kosten zu $LKBW_0 = 1.609.000 \text{ €}$. Anstelle des zu erwartenden Barwertes von $2.208.000 \text{ €}$ kämen nur $1.609.000 \text{ €}$ zum Ansatz, was in diesem Fall eine wesentliche Unterbewertung der laufenden Kosten darstellen würde.

9.2.3 Kostengegenüberstellung

Die im vorangegangenen Kapitel vorgestellten Methoden zur finanzmathematischen Umrechnung der Kosten alternativer Maßnahmen dienen dazu, wertmäßig tatsächlich vergleichbare Kosteninformationen zu erhalten. Um die kostengünstigste Alternative herauszufinden können nun die Projektkostenbarwerte oder die Jahreskosten gegenübergestellt werden.

Der Vergleich der Jahreskosten wird in der Praxis gelegentlich auch als Annuitätenvergleich bezeichnet. Da dieser Begriff in verschiedenen Rechnungsarten mehrfach belegt ist und damit Anlass zu Missverständnissen

geben kann, sollte er bei Kostenvergleichsrechnungen nicht benutzt werden.

Prinzipiell sind der Vergleich der Projektkostenbarwerte und derjenige der Jahreskosten gleichwertig. Da die Umwandlung eines Barwertes in eine gleichförmige Zahlungsreihe und auch der umgekehrte Vorgang jeweils nur die Multiplikation mit einem Umrechnungsfaktor ($\text{KFAKR}(i;n)$ bzw. $\text{DFAKR}(i;n)$) erfolgt, so empfiehlt es sich, soweit möglich und sinnvoll, aus Gründen einer verbreiterten Informationsbereitstellung beide Arten der Kostengegenüberstellung vorzunehmen.

Für die Kostengegenüberstellung lassen sich 3 Fallgruppen unterscheiden:

Fall 1: einfacher Kostenvergleich

Die zu vergleichenden Alternativen weisen bei gleichem Investitionszeitpunkt dieselbe Nutzungsdauer auf. Diese sind die Voraussetzungen für einen einfachen Kostenbarwert- oder/und Jahreskostenvergleich.

Fall 2: Vergleich äquivalenter Kostenbarwerte

Die Alternativen besitzen zwar den gleichen Investitionszeitpunkt, haben aber unterschiedlich lange Nutzungsdauern. Sofern in diesem Fall davon ausgegangen werden kann, dass die realen Reinvestitionskosten den Erstinvestitionskosten entsprechen und die laufenden Kosten als konstant ansetzbar sind, stellt die Gegenüberstellung der Jahreskosten die einfachere Vorgehensweise dar. Ist eine dieser beiden Bedingungen nicht erfüllt, so ist eine Gegenüberstellung der Projektkostenbarwerte erforderlich, wobei als Untersuchungszeitraum das kleinste gemeinsame Vielfache der einzelnen Nutzungsdauern zu wählen ist. Wegen der hierbei notwendigen Einbeziehung von Reinvestitionen der Alternativen (nicht zu verwechseln mit den Reinvestitionen einzelner Anlagenteile) spricht man von einem Vergleich äquivalenter Projektkostenbarwerte.

Fall 3: zeitliche Entwicklung der Projektkostenbarwerte

Führt die Wahl des kleinsten gemeinsamen Vielfachen der einzelnen Nutzungsdauern zu einem Untersuchungszeitraum jenseits eines realistischen Betrachtungshorizontes für abwasserwirtschaftliche Infrastruktur, so stellt der Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Projektkostenbarwerte ein praxisgerechtes Vorgehen dar. Diese Art der Entscheidungshilfe wird in der Regel auch einzusetzen sein, wenn die Alternativen ungleiche Investitionszeitpunkte aufweisen (z.B. bei der Untersuchung von Stufenausbaukonzepten als Alternativen zum Vollausbau oder des Problems eines vorzeitigen Ersatzes einer Anlage) oder notwendigerweise anzusetzende Reinvestitionen sich in ihren Kosten von den Erstinvestitionen unterscheiden.

Die konkrete Anwendung der verschiedenen Arten der Kostengegenüberstellung auf die skizzierten Fallgruppen soll unter Zuhilfenahme von Zahlenbeispielen in den folgenden Abschnitten dargelegt werden.

9.2.3.1 Einfacher Vergleich von Projektkostenbarwerten und Jahreskosten

Eine wesentliche Voraussetzung für den kostenmäßigen Vergleich von Projektalternativen ist die Bedingung, dass die vorgesehene Leistung von allen Alternativen über die gleiche Zeitspanne erbracht wird. Sie ist ohne weiteres Zutun erfüllt, wenn die Alternativen gleiche Investitionszeitpunkte (gleichen Betriebsbeginn) und gleich lange Nutzungsdauern besitzen. In diesem Fall lassen sich aus den Projektkostenreihen mittels der in *Kap. 9.2.2 Aufbereitung der Kosten* erläuterten finanzmathematischen Rechentechniken unmittelbar die zugehörigen Projektkostenbarwerte bzw. Jahreskosten ermitteln. Deren Gegenüberstellung erfolgt normalerweise in Form einer Differenzbildung.

Benutzt man dabei die kostengünstigste Alternative als Subtrahend, so stellt die die Differenz zwischen den Projektkostenbarwerten die auf den Bezugszeitpunkt durch Auf- und Abzinsungen bezogenen relativen Kostenersparnisse der kostengünstigeren Alternative dar. Diese Barwertdifferenz verkörpert also die kapitalisierten Kostenersparnisse, die während der Nutzungsdauer des Projektes anfallen. Demgegenüber handelt es sich bei der Differenz zwischen den Jahreskosten um die durchschnittlichen jährlichen Kostenersparnisse.

Diskontiert man die Reihe der durchschnittlichen jährlichen Kostenersparnisse ΔJK auf den für die Barwertberechnung gewählten Bezugszeitpunkt, so erhält man die Differenz der Projektkostenbarwerte $\Delta PKBW$, d.h. die kapitalisierten Kostenersparnisse. Es gilt also:

$$\Delta PKBW = \Delta JK \cdot DFAKR (i;n)$$

und umgekehrt

$$\Delta JK = \Delta PKBW \cdot KFAKR (i;n).$$

Zahlenbeispiel Vergleich von Projektkostenbarwerten und Jahreskosten

Gegeben sind zwei nutzungsgleiche Alternativen mit folgender Kostenstruktur:

Alternative 1

- Investitionskosten $IK_1 = 2.800.000 \text{ €}$
- Laufende Kosten $LK_1 = 20.000 \text{ €/a}$

Alternative 2

- Investitionskosten $IK_2 = 500.000 \text{ €}$
- Laufende Kosten $LK_2 = 130.000 \text{ €/a}$

Die Investitionskosten fallen jeweils punktförmig an (Zeitpunkt Null), die laufenden Kosten seien über die für beide Alternativen gleiche Nutzungsdauer von $n = 50$ Jahren konstant. Der reale Zinssatz beträgt $i = 3 \text{ % p.a.}$ Zu untersuchen ist die Kostenvorteilhaftigkeit und deren zeitliche Entwicklung. Dem Kostenvergleich liegen damit die in *Abb. 9.11* dargestellten Projektkostenreihen zugrunde:

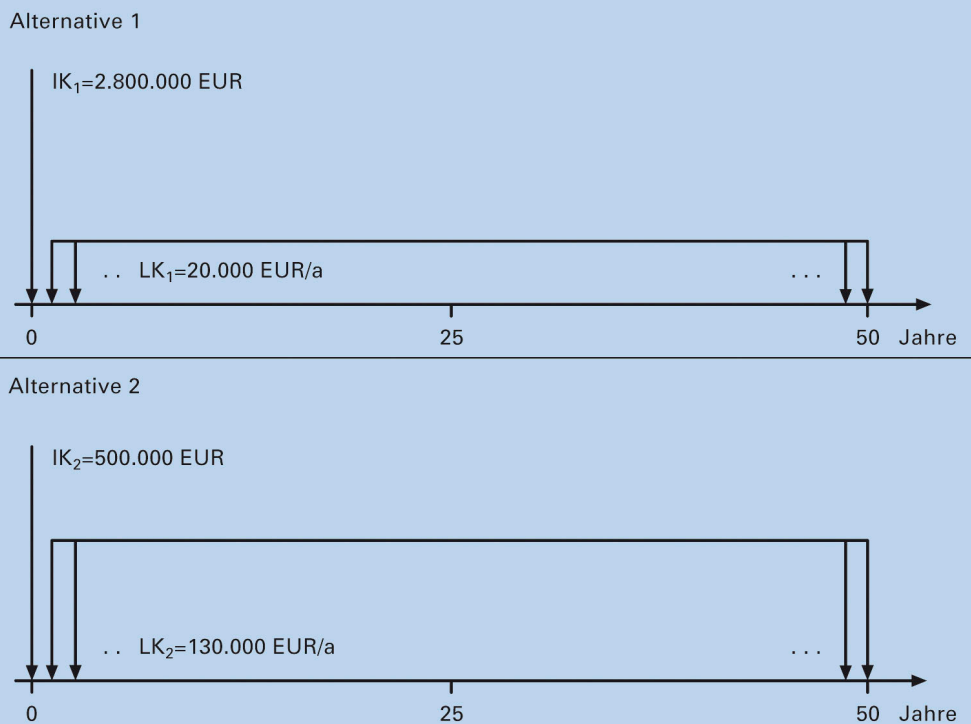


Abb. 9.11: Projektkostenreihen des Zahlenbeispiels in Kap. 9.2.3.1 Einfacher Vergleich von Projektkostenbarwerten und Jahreskosten

Berechnung der Projektkostenbarwerte PKBW:

$$PKBW_1 = 2.800.000 + 20.000 \cdot DFAKR(3;50) = 2.800.000 + 20.000 \cdot 25,730$$

$$= 2.800.000 + 514.600 = \mathbf{3.314.600 \text{ €}}$$

$$PKBW_2 = 500.000 + 130.000 \cdot DFAKR(3;50) = 500.000 + 130.000 \cdot 25,730$$

$$= 500.000 + 3.344.900 = \mathbf{3.844.900 \text{ €}}$$

Berechnung der Jahreskosten JK:

$$JK_1 = 2.800.000 \cdot KFAKR(3;50) + 20.000 = 2.800.000 \cdot 0,0389 + 20.000$$

$$= 108.900 + 20.000 = \mathbf{128.900 \text{ €/a}}$$

$$JK_2 = 500.000 \cdot KFAKR(3;50) + 130.000 = 500.000 \cdot 0,0389 + 130.000$$

$$= 19.400 + 130.000 = \mathbf{149.400 \text{ €/a}}$$

Die Jahreskosten lassen sich auch unmittelbar aus den Projektkostenbarwerten berechnen:

$$JK_1 = 3.314.600 \cdot KFAKR(3;50) = 3.314.600 \cdot 0,0389 = \mathbf{128.900 \text{ €/a}}$$

$$JK_2 = 3.844.900 \cdot KFAKR(3;50) = 3.844.900 \cdot 0,0389 = \mathbf{149.600 \text{ €/a}}$$

Die Abweichungen in den Jahreskosten ergeben sich aus der Rundung der Umrechnungsfaktoren.

Vergleich der Projektkostenbarwerte PKBW:

$$PKBW_2 - PKBW_1 = 3.844.900 - 3.314.600 = \mathbf{530.300 \text{ €}}$$

Die kapitalisierten Kostenersparnisse der Alternative 1 gegenüber der Alternative 2 betragen also 530.300 €.

Vergleich der Jahreskosten JK:

$$JK_2 - JK_1 = 149.400 - 128.900 = \mathbf{20.500 \text{ €/a}}$$

Die durchschnittlichen jährlichen Kostenersparnisse bei Realisierung der Alternative 1 belaufen sich auf 20.500 €. Wird dieser Betrag kapitalisiert (Bezugszeitpunkt Null), so ergeben sich wiederum die vorstehend berechneten 530.300 €. Geringe Abweichungen sind rundungsbedingt.

Rentabilitätsschwelle

Um aufzuzeigen, wann diese Kostenersparnisse eintreten, ist in *Abb. 9.12* die zeitliche Entwicklung der Projektkostenbarwerte dargestellt (aus Anschauungszwecken auch die Summenlinien der Nominalkosten, womit die Unzulänglichkeit der statischen Vorgehensweise sehr deutlich vorgeführt werden kann). Die um 2.300.000 € höheren Investitionskosten der Alternative 1 werden durch deren um 110.000 €/a

niedrigeren laufenden Kosten in knapp 34 Jahren kompensiert (amortisiert). Alternative 1 erreicht also in diesem Zeitpunkt in Relation zu Alternative 2 ihre Rentabilitätsschwelle. In den Folgejahren stellen die 110.000 €/a echte Kostenersparnisse der Alternative 1 gegenüber Alternative 2 dar. Der Barwert dieser rund 16 Jahre umfassenden Kostenreihe beträgt im Zeitpunkt Null 530.300 € bzw. auf die 50jährige Nutzungsdauer umgerechnet durchschnittlich 20.500 €/a.

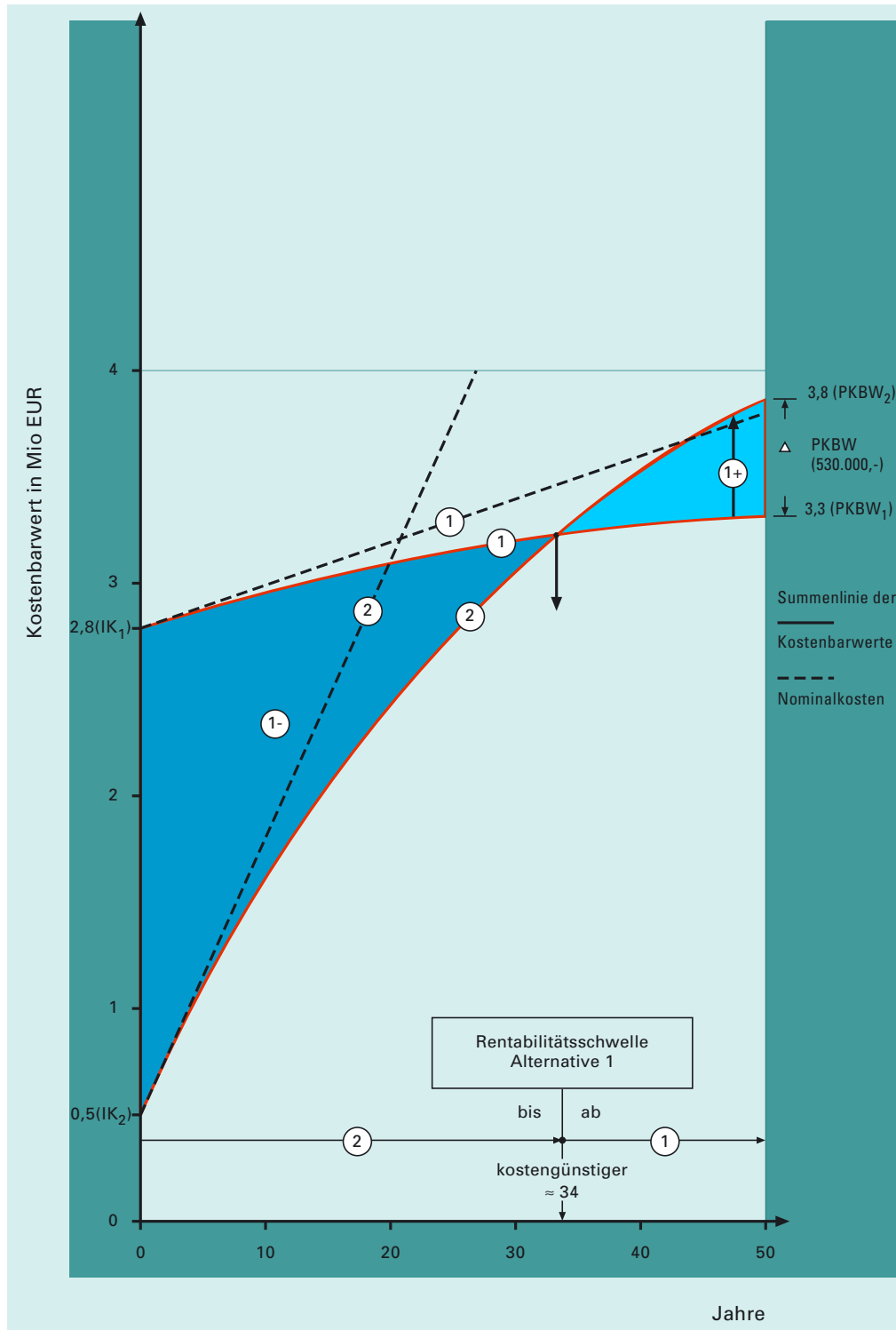


Abb. 9.12: Zeitliche Entwicklung der Projektkostenbarwerte für Alternativen mit ungleicher Kostenstruktur

9.2.3.2 Vergleich äquivalenter Projektkostenbarwerte

In diesem Abschnitt soll das Vorgehen beim Kostenvergleich für Alternativen behandelt werden, die zwar den gleichen Investitionszeitpunkt (Betriebsbeginn) besitzen, aber eine unterschiedlich lange Nutzungsdauer. Für den speziellen Fall, dass bei allen Alternativen die

realen Reinvestitionskosten den Erstinvestitionskosten gleichgesetzt und die laufenden Kosten als konstant angesehen werden können, ist ein einfacher Jahreskostenvergleich möglich. Dies sei wiederum an einem Zahlenbeispiel erläutert.

Zahlenbeispiel Vergleich äquivalenter Projektkostenbarwerte

Zwei Alternativen sind durch folgende Angaben charakterisiert:

Alternative 1

- Investitionskosten $IK_1 = 2.800.000 \text{ €}$
- Laufende Kosten $LK_1 = 40.000 \text{ €/a}$
- Nutzungsdauer $n_1 = 50 \text{ Jahre}$

Alternative 2

- Investitionskosten $IK_2 = 500.000 \text{ €}$
- Laufende Kosten $LK_2 = 130.000 \text{ €/a}$
- Nutzungsdauer $n_2 = 25 \text{ Jahre}$

Die Investitionskosten fallen jeweils punktförmig an (Zeitpunkt Null), die laufenden Kosten können als konstant angesetzt werden. Der reale Zinssatz beträgt $i = 3 \%$ p.a. Die zu erbringende Leistung ist über einen Zeitraum von 50 Jahren erforderlich.

Damit liegen für den Kostenvergleich zunächst die in *Abb. 9.13* dargestellten Projektkostenreihen vor:

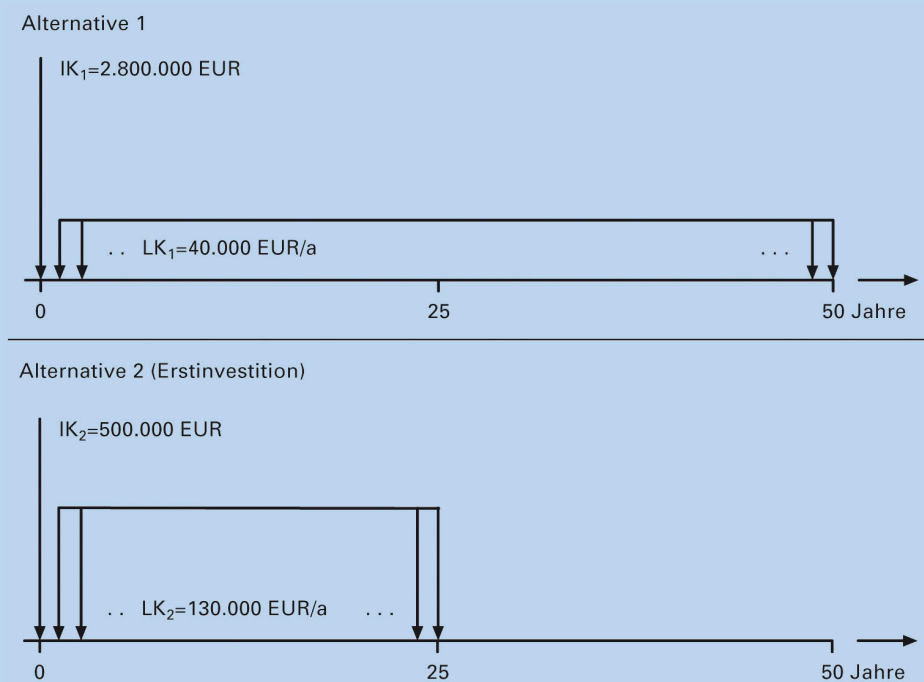


Abb. 9.13: Projektkostenreihen Alternative 1 und 2 (Erstinvestition)

Ein Kostenvergleich auf der Basis dieser Kostenreihen ist grundsätzlich unzulässig, da bei Alternative 1 eine Leistung über einen Zeitraum von 50 Jahren erbracht wird, bei Alternative 2 nur über 25 Jahre. Voraussetzung des Kostenvergleichs ist aber Nutzengleichheit! Aus methodischen Gründen muss daher bei Alternative 2 eine Reinvestition angesetzt werden, so dass ihre in den Vergleich einzubringende Projektkostenreihe die in *Abb. 9.14* angegebene Form besitzt.

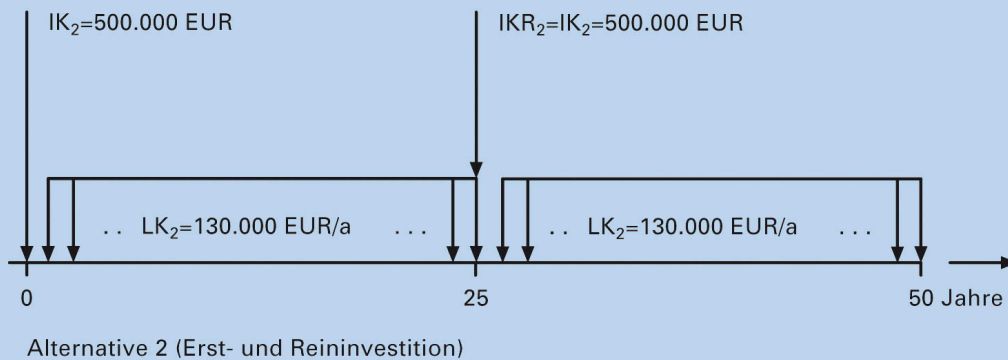


Abb. 9.14: Projektkostenreihe Alternative 2 (Erst- und Reinvestition)

Da nun in diesem speziellen Fall $IKR_2 = IK_2$ ist und zusätzlich LK_2 der Jahre 1 bis 25 gleich LK_2 der Jahre 26 bis 50, ergeben sich für beide Perioden gleich hohe Jahreskosten. Das Reinvestitionsproblem kann daher bei einer Jahreskostenbetrachtung (in diesem Spezialfall!) außer Ansatz bleiben, sodass sich der Vergleich der Jahreskosten wie folgt gestaltet:

$$JK_1 = 2.800.000 \cdot KFAKR(3;50) + 40.000 = 2.800.000 \cdot 0,0389 + 40.000 \\ = 108.900 + 40.000 = \mathbf{148.900 \text{ €/a}}$$

$$JK_2 = 500.000 \cdot KFAKR(3;25) + 130.000 = 500.000 \cdot 0,0574 + 130.000 \\ = 28.700 + 130.000 = \mathbf{158.700 \text{ €/a}}$$

Damit $JK_2 - JK_1 = 158.700 - 148.900 = \mathbf{9.800 \text{ €/a}}$.

Liegen die geschilderten speziellen Verhältnisse nicht vor, d.h., unterscheiden sich die Reinvestitionskosten von den Erstinvestitionskosten und/oder sind die laufenden Kosten nicht konstant, so ist unter Berücksichtigung des beschriebenen Ansatzes einer Reinvestition bei Alternative 2 eine Barwertberechnung erforderlich. Da aus Vergleichszwecken bei Alternative 2 auch die Kosten der Reinvestition einfließen müssen, spricht man in diesem Fall von einem äquivalenten Projektkostenbarwert – einem an die 50jährige Nutzungsdauer der Alternative 1 angepassten Projektkostenbarwert. Der Einfachheit halber sollen auch diese Berechnungen an vorstehendem Zahlenmaterial erläutert werden:

$$PKBW_1 = 2.800.000 + 40.000 \cdot DFAKR(3;50) = 2.800.000 + 40.000 \cdot 25,730 \\ = 2.800.000 + 1.029.200 = \mathbf{3.829.200 \text{ €}}$$

$$PKBW_2 = 500.000 + 130.000 \cdot DFAKR(3;50) + 500.000 \cdot DFAKR(3;25) \\ = 500.000 + 130.000 \cdot 25,730 + 500.000 \cdot 0,4776 \\ = 500.000 + 3.344.900 + 238.800 = \mathbf{4.083.700 \text{ €}}$$

Damit $PKBW_2 - PKBW_1 = 4.083.700 - 3.829.200 = \mathbf{254.500 \text{ €}}$

Restwertproblem

Eine in Wirtschaftlichkeitsrechnungen für Investitionsentscheidungen häufiger anzutreffende Unzulänglichkeit ist die Verrechnung von Restwerten. In vorstehendem Zahlenbeispiel würde diese Fragestellung dann auftreten, wenn man als Untersuchungszeitraum die kürzere Nutzungsdauer der Alternative 2 von 25 Jahren der Vergleichsrechnung zugrunde legen wollte. In diesem Fall müsste man der längerlebigen Alternative 1 für die nicht in die Kalkulation eingehenden überschüssigen weiteren 25 Jahre etwas gutschreiben, wenn nicht, würde man gegen die als Vorbedingung des Kostenvergleichs zu fordernde Nutzengleichheit verstoßen.

Um dem abhelfen zu wollen, wird dann bei der längerlebigen Alternative ein Restwert verrechnet, der normalerweise auf der Annahme eines linearen Wertverzehr beruht.

Abgesehen davon, dass solch ein Restwert für abwasserwirtschaftliche Infrastrukturmaßnahmen in gesamtwirtschaftlichen Betrachtungen eine fiktive Größe verkörpert, deren Verwendung in Investitionsrechnungen methodisch abzulehnen ist, stellt auch die finanzmathematische Behandlung dieses Problems eine von der Entscheidungssituation her nicht gerechtfertigte Vorgehensweise dar. Zur näheren Erläuterung sei nochmals auf das vorstehende Zahlenmaterial zurückgegriffen.

Legt man dem Kostenvergleich einen Untersuchungszeitraum von 25 Jahren zugrunde, so ist nach der beschriebenen Vorgehensweise der Alternative 1 im Zeitpunkt 25 ein Restwert RW_1 in Höhe von

$$RW_1 = 2.800.000 \cdot (1 - 25/50) = 1.400.000 \text{ €}$$

gutzuschreiben.

Zu vergleichen sind dann folgende Projektkostenbarwerte:

$$\begin{aligned} \text{PKBW}_1 &= 2.800.000 + 40.000 \cdot \text{DFAKR}(3;25) - \\ & 1.400.000 \cdot \text{DFAKE}(3;25) \\ &= 2.800.000 + 40.000 \cdot 17,413 - 1.400.000 \cdot 0,4776 \\ &= 2.800.000 + 696.500 - 668.600 = \mathbf{2.827.900 \text{ €}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{PKBW}_2 &= 500.000 + 130.000 \cdot \text{DFAKR}(3;25) \\ &= 500.000 + 130.000 \cdot 17,413 \\ &= 500.000 + 2.263.700 = \mathbf{2.763.700 \text{ €}} \end{aligned}$$

Damit:

$$\begin{aligned} \text{PKBW}_2 - \text{PKBW}_1 \\ &= 2.763.700 - 2.827.900 = - \mathbf{64.200 \text{ €}} \end{aligned}$$

Würde man diesem Ergebnis folgen, so wäre im Gegensatz zu den auf einem 50jährigen Untersuchungszeitraum fußenden Berechnungen Alternative 2 die kostengünstigere Lösung. Die aufgezeigte Berechnung mittels Ansatz eines Restwertes führt also hier zu einer Fehlinformation, wenn die Nutzungsdauern tatsächlich 50 Jahre betragen.

Grundsätzlich wird bei diesem Vorgehen die längerlebige Alternative benachteiligt, da die außerhalb der Betrachtungen bleibende Vorhaltung der Leistung für den Zeitraum jenseits der Kalkulationsperiode (hier die Jahre 26 bis 50) mit einem Aufwand verbunden ist, der diese Alternative einseitig belastet. Im vorliegenden Fall beträgt der Barwert dieses Aufwandes

$$1.400.000 - 668.600 = 731.400 \text{ €}.$$

Die Verrechnung von Restwerten sollte daher in gesamtwirtschaftlichen Kostenvergleichsrechnungen un-

terbleiben, es sei denn, dass Güter tatsächlich wieder in den Wirtschaftskreislauf Eingang finden können (z.B. Grund und Boden).

9.2.3.3 Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Projektkostenbarwerte

Aus den im vorhergehenden Abschnitt dargelegten Gründen ist der Ansatz eines Restwertes abzulehnen. Damit verbietet sich in einigen Fällen die starre Festlegung eines Untersuchungszeitraumes, in anderen ist sie unzumutbar. Vielmehr ist dann als Entscheidungshilfe die zeitliche Entwicklung der Projektkostenbarwerte über einen genügend langen Zeitraum heranzuziehen. Die wesentlichen in diese Kategorie fallenden Problemstellungen sind:

1. Alternativen, die Nutzungsdauern aufweisen, deren kleinstes gemeinsames Vielfaches einen sehr langen (außerhalb realistischer Entscheidungskalüle liegenden) Untersuchungszeitraum ergeben würden, und die laufenden Kosten nicht konstant sind oder/und die Reinvestitionskosten von den Erstinvestitionskosten abweichen.
2. Stufenausbaukonzepte, die mit einem alternativen Vollausbau auf ihre Kostenvorteilhaftigkeit hin zu untersuchen sind, oder
3. die Frage zur zeitlichen Entwicklung von Projektkostenbarwerten bei einem vorzeitigen Anlagenersatz z.B. wegen demografischer oder technischer Entwicklungen abzuklären ist.

Zahlenbeispiel zur zeitlichen Entwicklung von Projektkostenbarwerten

Zur Verdeutlichung der Zusammenhänge soll ein einfaches Zahlenbeispiel behandelt werden.

Zwei Alternativen mit gleich hohen laufenden Kosten sind durch folgende Angaben charakterisiert:

Alternative 1

- Investitionskosten $\text{IK}_1 = 1.600.000 \text{ €}$
- Nutzungsdauer $n_1 = 40$ Jahre

Alternative 2

- Investitionskosten $\text{IK}_2 = 1.800.000 \text{ €}$
- Nutzungsdauer $n_2 = 70$ Jahre

Die Reinvestitionskosten sind bei beiden Alternativen aus bautechnischen Erschwernisgründen gegenüber den Erstinvestitionskosten um 40 % höher anzusetzen. Die Investitionskosten fallen jeweils punktförmig an (Zeitpunkt Null); der reale Zinssatz beträgt $i = 3 \text{ \% p. a.}$

Da die laufenden Kosten beider Alternativen gleich hoch sind, kann sich der Kostenvergleich auf die Investitionskosten beschränken. Aus finanzmathematischen Gründen (Vermeidung des Restwertproblems) käme hier ein Untersuchungszeitraum von 280 Jahren in Frage (kleinstes gemeinsames Vielfaches von 40 und 70). Bei Alternative 1 wären also sechs Reinvestitionen zu berücksichtigen, bei Alternative 2 drei. Solch ein Vorgehen ist jedoch wenig realistisch; es sei daher hier nur aus Anschauungsgründen vorgeführt. Zu vergleichen sind die in *Abb. 9.15* dargestellten Investitionskostenreihen:

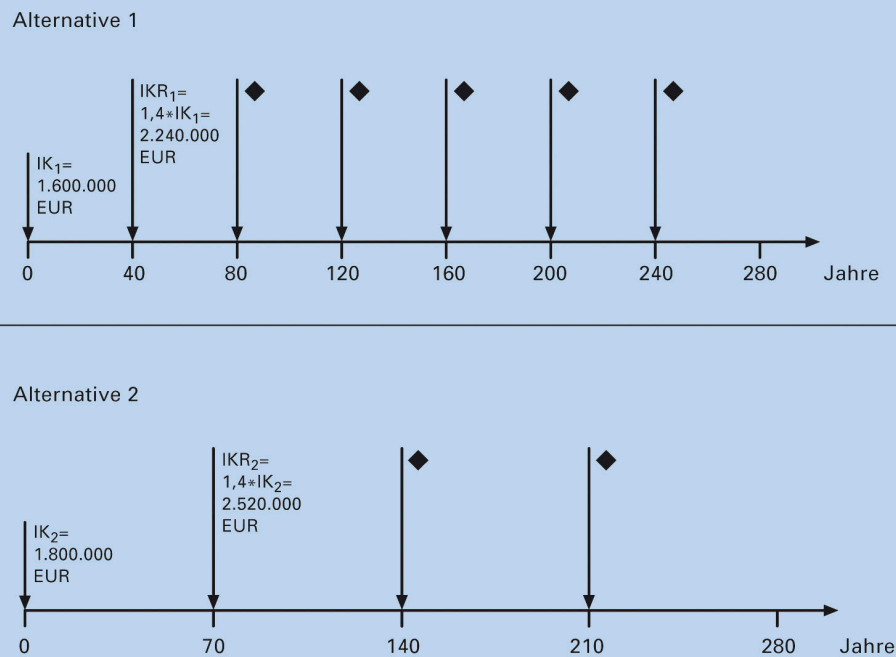


Abb. 9.15: Investitionskostenreihen der Alternativen 1 und 2

Daraus berechnen sich die Investitionskostenbarwerte für einen 280jährigen Untersuchungszeitraum zu:

$$\begin{aligned}
 \text{IKBW}_1 &= \text{IK}_1 (= 1.600.000 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_1 \cdot \text{DFAKE}(3;40) (= 2.240.000 \cdot 0,3066 = 686.800 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_1 \cdot \text{DFAKE}(3;80) (= 2.240.000 \cdot 0,0940 = 210.600 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_1 \cdot \text{DFAKE}(3;120) (= 2.240.000 \cdot 0,0288 = 64.500 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_1 \cdot \text{DFAKE}(3;160) (= 2.240.000 \cdot 0,0088 = 19.700 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_1 \cdot \text{DFAKE}(3;200) (= 2.240.000 \cdot 0,0027 = 6.000 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_1 \cdot \text{DFAKE}(3;240) (= 2.240.000 \cdot 0,0008 = 1.800 \text{ €}) \\
 \text{IKBW}_1 &= \mathbf{2.589.400 \text{ €}} \\
 \text{IKBW}_2 &= \text{IK}_2 (= 1.800.000 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_2 \cdot \text{DFAKE}(3;70) (= 2.520.000 \cdot 0,1263 = 318.300 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_2 \cdot \text{DFAKE}(3;140) (= 2.520.000 \cdot 0,0160 = 40.300 \text{ €}) \\
 &+ \text{IKR}_2 \cdot \text{DFAKE}(3;210) (= 2.520.000 \cdot 0,0020 = 5.000 \text{ €}) \\
 \text{IKBW}_2 &= \mathbf{2.163.600 \text{ €}}
 \end{aligned}$$

Für diesen Untersuchungszeitraum stellt sich damit die Alternative 2 um kapitalisierte Kostenersparnisse in Höhe von $\text{IKBW}_1 - \text{IKBW}_2 = 2.589.400 - 2.163.600 = 425.800 \text{ €}$ kostengünstiger dar. Da die Alternative 1 zu Beginn einen Kostenvorteil von 200.000 € aufweist, ergibt sich die praxisbedeutsame Frage, wann die Alternative 2 ihre Rentabilitätsschwelle erreicht und ob die Zeitspanne bis zu diesem Punkt unter den konkreten Gegebenheiten als Mindestnutzungsdauer der Infrastrukturmaßnahme akzeptiert werden kann.

Zeitliche Entwicklung

Zur Ermittlung der Rentabilitätsschwelle wird im vorliegenden Beispiel die zeitliche Entwicklung der Investitionskostenbarwerte (allgemein: der Projektkostenbarwerte) über einen längeren Zeitraum dargestellt.

Wie *Abb. 9.16* zeigt, übersteigt die Summenlinie des Investitionskostenbarwerts der Alternative 1 im Zeitpunkt 40 diejenige der Alternative 2 und verläuft dann stets oberhalb von letzterer. Aus der Sicht der Kostenvorteilhaftigkeit ist somit Alternative 2 der Vorzug zu geben,

wenn man davon ausgehen kann, dass die vorgesehene Leistung länger als 40 Jahre zu erbringen ist.

Die Berechnung der Kostenbarwertentwicklung für dieses Beispiel kann in der Praxis nach Einbeziehung der ersten Reinvestition abgebrochen werden. Wesentlich ist das Erkenntnis, dass die Alternative 2 ab dem Zeitpunkt 40 kostengünstiger ist. Die Frage der Höhe einer Kostenvorteilhaftigkeit ist bei zwingend zu erbringenden Infrastrukturleistungen nachgeordnet.

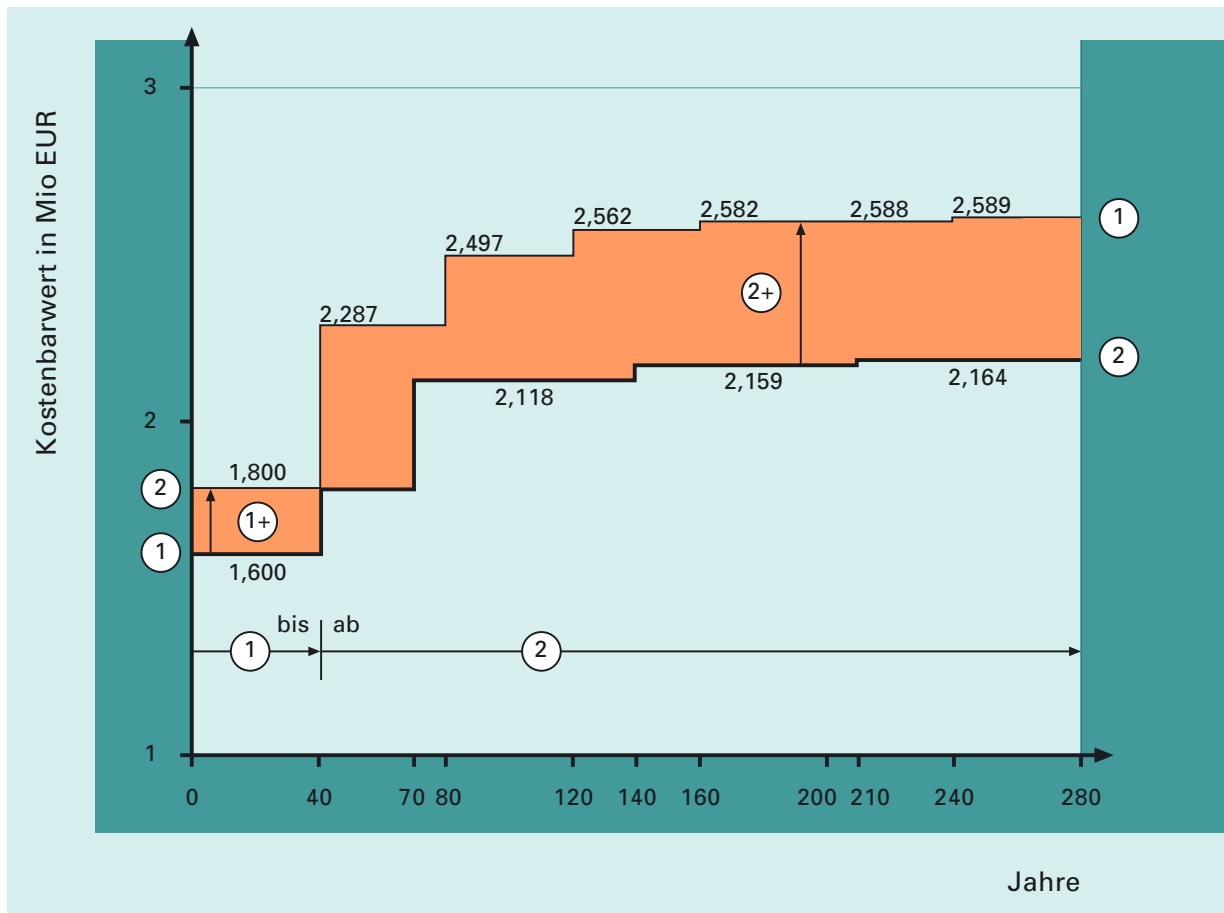


Abb. 9.16: Zeitliche Entwicklung der Investitionskostenbarwerte

Kostenvergleichsrechnungen zur Lösung des Auswahlproblems bei Fragen des Stufen- oder Vollausbau lassen sich analog durchführen.

9.2.4 Empfindlichkeitsprüfungen und Ermittlung kritischer Werte

Die ermittelten Kosten der Alternativen sind vor allem bei langlebigen Infrastrukturmaßnahmen mit mehr oder weniger hohen Risiken behaftet. Kalkulationsparameter wie Zinssatz, Nutzungsdauer der Anlagen, oder Preisänderungen sind im Hinblick auf zukünftige Entwicklungen unsichere Planungsdaten.

Es ist daher notwendig, das Risiko für eine Investition mittels Empfindlichkeitsprüfungen (Sensitivitätsanalysen) abzuschätzen. Dabei werden die Eingangsdaten variiert und die Stabilität der kostengünstigsten Lösung auf Unsicherheits- und Risikomomente hin überprüft.

9.2.4.1 Kalkulationsansätze

Folgende Kalkulationsansätze können für eine Sensitivitätsanalyse variiert werden:

- Zinssatz,
- Nutzungsdauern/Untersuchungszeitraum und
- Kostenansätze bei den Investitions- und laufenden Kosten (Mengen- und/oder reale Preisänderungen).

Im Allgemeinen werden die Rechengrößen innerhalb einer als realistisch angesehenen Bandbreite verändert,

z.B. der reale Zinssatz zwischen 2 und 5 % p.a. Falls notwendig, sind auch Kombinationen von veränderten Rechengrößen zu untersuchen.

Eine Empfindlichkeitsprüfung zur zeitlichen Entwicklung der Kostenbarwerte sollte stets durchgeführt werden, wenn sich eine Restwertproblematik stellt. Dies ist beispielsweise beim Vergleich eines Stufenausbau mit dem sofortigen Vollausbau der Fall.

Treten beim Kostenvergleich von Alternativen Positionen mit unterschiedlichem Risiko in der Kostenermittlung auf, so empfiehlt es sich, die Kostenansätze mittels Empfindlichkeitsprüfung zu hinterfragen.

Unvorhergesehene zusätzliche Kosten entstehen, wenn die nach Mittelabflussplan benötigten Finanzmittel nicht bedarfsgerecht bereitgestellt werden können. Eine Streckung der Projektdurchführung ist dann die Folge, was den erforderlichen Aufwand erhöht. Eine Empfindlichkeitsprüfung zur Länge der Investitionsphase ist deshalb bei Maßnahmen zweckmäßig, deren Realisierung sich gewöhnlich über einen längeren Zeitraum hinzieht.

Kritische Werte der Berechnungsgrößen ergeben sich dann, wenn die ursprünglich kostengünstigste Alternative durch Veränderung der Eingangsdaten dieselben Jahreskosten oder den gleichen Projektkostenbarwert aufweist wie eine vorher ungünstigere Alternative. Kritische Werte haben stets den Charakter von Höchst- oder Mindestwerten für die Vorteilhaftigkeit der einen

oder anderen Alternative. Ihre Ermittlung bietet die Möglichkeit, die Stabilität der Berechnungsergebnisse besser beurteilen zu können.

Insgesamt erweitern Empfindlichkeitsprüfungen die Aussage von Kostenvergleichsrechnungen, indem sie auch planerische Unsicherheiten und ihre kostenmäßigen Auswirkungen mit in die Entscheidungsvorbereitung einbeziehen. Sie tragen damit zu einer größeren

Transparenz bei und relativieren etwaige subjektive Einflussmomente bei der Festlegung der Kalkulationsgrundlagen.

An folgenden zwei Beispielen soll das Prinzip der Empfindlichkeitsprüfung und der Ermittlung kritischer Werte gezeigt werden.

Beispiel 1: Einfluss des Zinssatzes

Abb. 9.17 stellt den Einfluss der Höhe des Zinssatzes auf den Projektkostenbarwert der Alternativen A und B dar. Bei der Alternative A handelt es sich um ein Projekt mit niedrigen Investitionskosten und hohen laufenden Kosten, was sich in einer stärkeren Abhängigkeit des Projektkostenbarwertes vom Zinssatz äußert als bei Alternative B, die durch hohe Investitionskosten und niedrige laufende Kosten gekennzeichnet ist. Der kritische Zinssatz liegt bei 4 % p.a., also oberhalb des Standardwertes von real 3 % p.a. Ab diesem Zinssatz ändert sich die Vorteilhaftigkeit der Alternative B zugunsten der Alternative A mit niedrigen Investitionskosten.

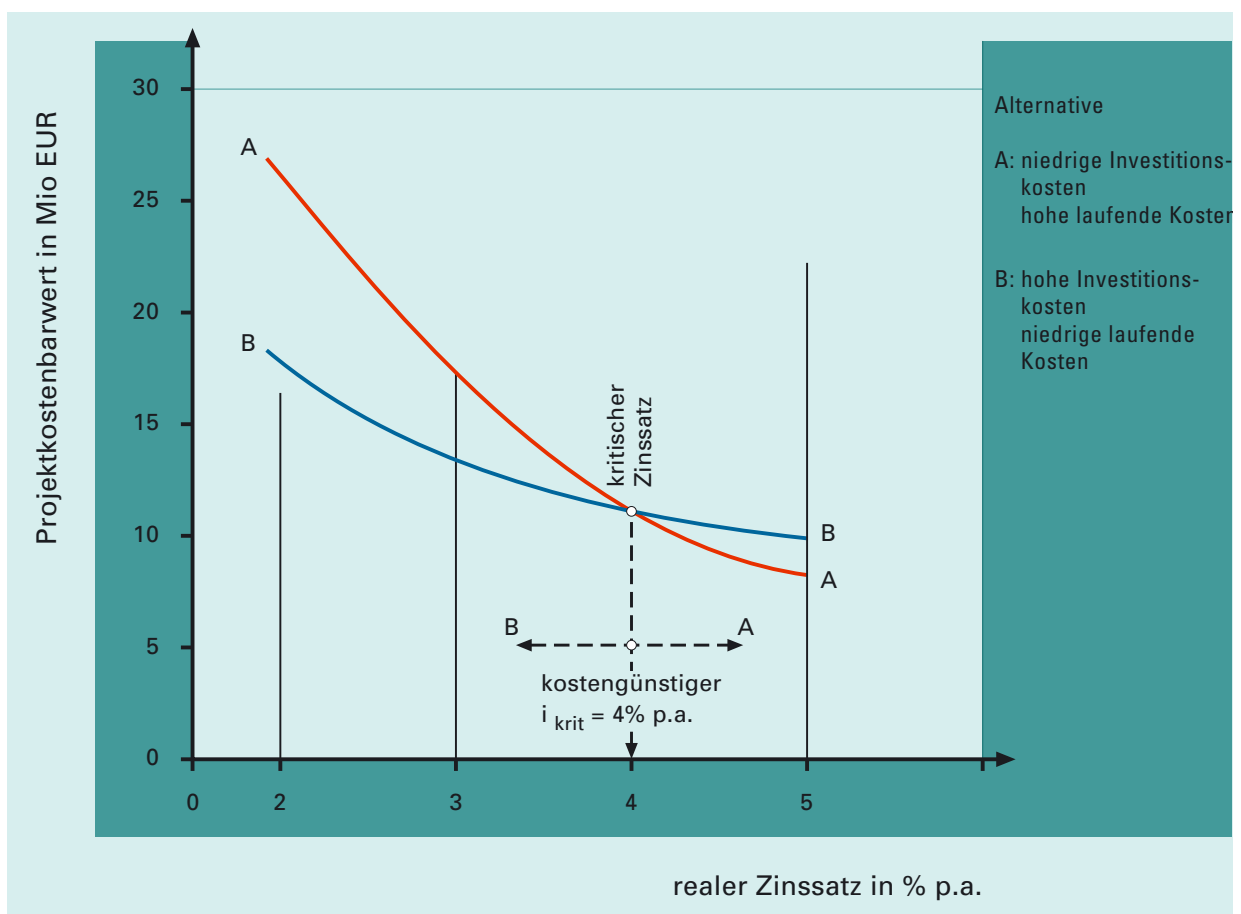


Abb. 9.17: Empfindlichkeitsprüfung zum Zinssatz

Beispiel 2: Einfluss von Preissteigerungen

In Abb. 9.18 sind die Projektkostenbarwerte zweier Alternativen in Abhängigkeit von der Höhe realer Preissteigerungen bei den laufenden Kosten dargestellt. Auch hier zeigt sich die größere Empfindlichkeit der Alternative A mit höheren laufenden Kosten im Vergleich zur investitionskostenintensiven Lösung B. In diesem Beispiel erweist sich Alternative B mit niedrigen laufenden Kosten als die kostengünstigere, sobald bei den laufenden Kosten reale Preissteigerungen über 1,27 % p.a. (kritische reale Preissteigerung) auftreten.

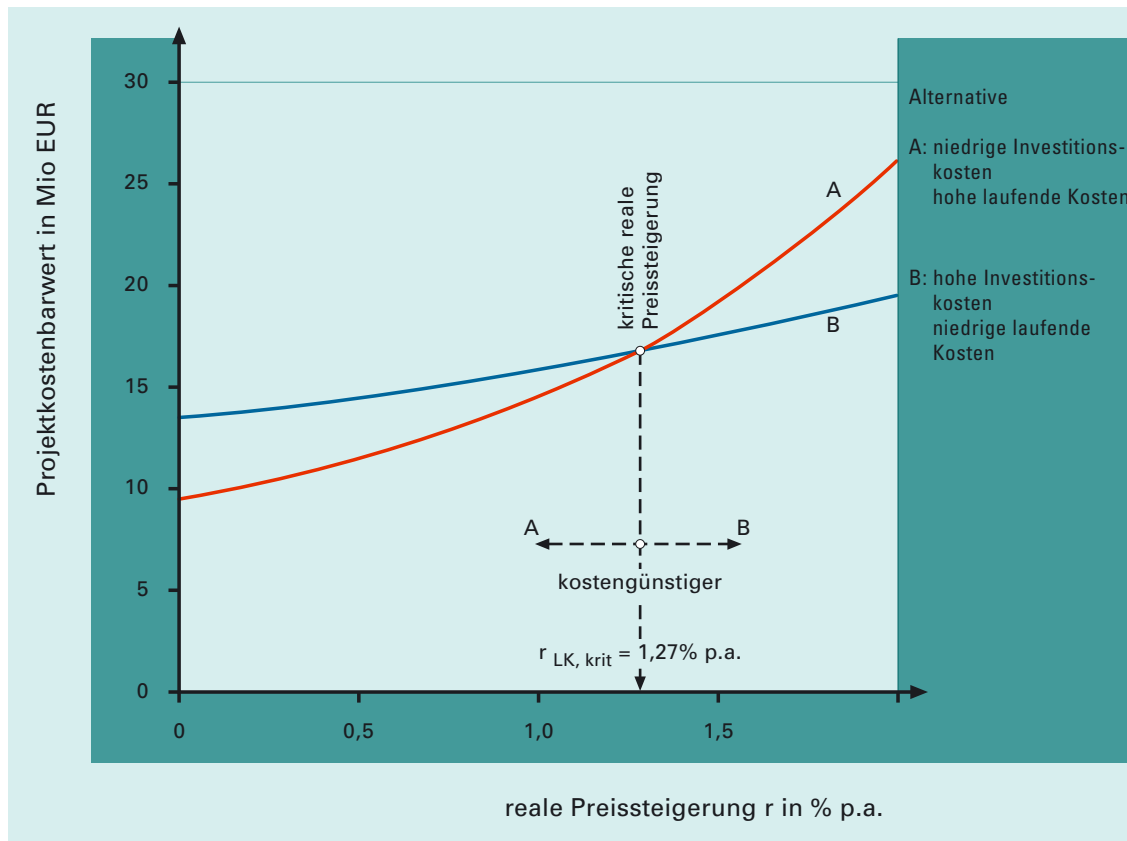


Abb. 9.18: Empfindlichkeitsprüfung bezüglich realer Preissteigerungen bei den laufenden Kosten

9.2.4.2 Ermittlung dynamischer Gestehungskosten

Die Kostenvergleichsrechnung bezieht sich auf Alternativen, die für eine vorgegebene Leistungsnachfrage (angeschlossene Einwohner, Abwasserzufluss) ausgelegt sind. Unter dieser Vorgabe wird diejenige Lösung ermittelt, welche – über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg betrachtet – die geringsten Kosten verursacht. Beruht die zugrunde gelegte Leistungsnachfrage auf einer Prognose, so ist eine Empfindlichkeitsprüfung im Hinblick auf mögliche Auswirkungen durch eine geänderte Leistungsnachfrage auf die Kosteneffizienz angeraten.

Die geeignete Methode hierfür ist die Ermittlung dynamischer Gestehungskosten (DGK), bei denen es sich um eine Art durchschnittlicher Produktionskosten pro erzeugter Mengeneinheit handelt. Sie lassen sich sowohl mit den Jahreswerten als auch mit den Barwerten der Kosten und den entsprechend gewogenen Mengen berechnen:

$$DGK = \frac{\text{Jahreskosten JK}}{\text{Jahresleistung JL}} \quad (9.2)$$

(€/Mengeneinheit, z.B. €/m³ Abwasser)

oder

$$DGK = \frac{\text{Projektkostenbarwert PKBW}}{\text{Jahresleistungsbarwert JLBW}} \quad (9.3)$$

(€/Mengeneinheit)

Beide Ansätze führen zwangsläufig zu einem identischen Ergebnis, da es sich jeweils nur um eine multiplikative Ergänzung von Zähler und Nenner mit dem gleichen finanzmathematischen Umrechnungsfaktor handelt.

Bei Empfindlichkeitsprüfungen zur Jahresleistung ist es zweckmäßig, die Jahreskosten (JK) bzw. den Projektkostenbarwert (PKBW) in die Anteile aus Investitions- (IK) und laufenden Kosten (LK) zu zerlegen. Mit Ansatz von Barwerten ergibt sich:

$$DGK = \frac{PKBW}{JLBW} = \frac{IKBW}{JLBW} + \frac{LKBW}{JLBW} \quad (9.4)$$

(€/Mengeneinheit)

Je nach Kostenstruktur reagieren die beiden Anteile unterschiedlich. Besonders bei investitionskostenintensiven, langlebigen Maßnahmen wird eine Überschätzung der tatsächlich nachgefragten Leistung bzw. ihrer zeitlichen Entwicklung zu einem entsprechend empfindlichen Anstieg der dynamischen Gestehungskosten führen, da die Möglichkeiten zu kosten dämpfenden Anpassungsstrategien nur in begrenztem Umfang gegeben sind. Die Betrachtung verschiedener Leistungsszenarien liefert damit eine Beurteilungsgrundlage für die Konsequenzen in der Kosteneffizienz, die sich bei Nichteintreffen der in der Planung zugrunde gelegten Leistungsnachfrage ergeben. Lassen sich entscheidungsrelevante Risiken erkennen, sollten Rückschlüsse auf das Ausbaukonzept gezogen werden. Mitunter sind Überlegungen über einen Stufenausbau oder die Suche nach weiteren Alternativen zweckmäßig.

Um die Konsequenzen einer Fehleinschätzung der tatsächlich nachgefragten Leistung zu verdeutlichen, greift das folgende Beispiel auf einen markanten Praxisfall zurück. Der Rechengang soll sich dabei allein

gen starke Vereinfachungen in den Planungsdaten vorgenommen werden.

Zahlenbeispiel zur Ermittlung dynamischer Gesteungskosten

Ausgangsdaten – Die Neubauplanung eines Abwasserentsorgungssystems ist auf einen Abwasseranfall von 1,5 Mio. m³/a ausgelegt (Ausgangsszenario). Es soll untersucht werden, wie sich die dynamischen Gesteungskosten entwickeln, wenn anfänglich nur 665.000 m³/a Abwasser zufließen, dann ein jährlicher Anstieg von 3 % zu verzeichnen ist, bis nach 20 Jahren die Endgröße erreicht wird (Empfindlichkeitsszenario).

Die aus den Planungsunterlagen entnommenen Kosten setzen sich wie folgt zusammen:

Investitionskosten IK

Kanäle:

- bis zu 65.000.000 €

Kläranlage:

- Bau: 6.000.000 €
- Maschinen: 4.000.000 €

Summe IK: 75.000.000 €

Laufende Kosten LK

- Personal, Verwaltung: 230.000 €/a
- Unterhaltung: 950.000 €/a
- Energie: 155.000 €/a
- Schlamm Entsorgung: 165.000 €/a

Summe LK: 1.500.000 €/a

Die Nutzungsdauer der Anlagenteile wird wie folgt abgeschätzt: Kanäle (60 a), Kläranlage (maschinelle Ausrüstung 15 a, Bau 30 a). Als realer Zinssatz wird der Standardwert von 3 % p.a. verwendet.

Dynamische Gesteungskosten für das Ausgangsszenario – Zu berechnen sind nun entweder die Jahreskosten oder der Projektkostenbarwert, jeweils aufgeschlüsselt nach Investitions- und den laufenden Kosten. Bei der hier gegebenen einfachen Kostenstruktur erfolgt zunächst die Ermittlung der Jahreskosten:

Jahreskosten JK = JKIK + LK

JKIK =

$$65.000.000 \cdot \text{KFAKR}(3;60) = 65.000.000 \cdot 0,03613 = 2.348.000 \text{ €/a}$$

$$+ 6.000.000 \cdot \text{KFAKR}(3;30) = 6.000.000 \cdot 0,05102 = 306.000 \text{ €/a}$$

$$+ 4.000.000 \cdot \text{KFAKR}(3;15) = 4.000.000 \cdot 0,08377 = 335.000 \text{ €/a}$$

$$= 2.989.000 \text{ €/a}$$

$$\text{LK} = 1.500.000 \text{ €/a}$$

$$\text{JK} = 4.489.000 \text{ €/a}$$

Damit lassen sich die dynamischen Gesteungskosten DGK für das vorliegende Projekt mit einer geplanten Jahresleistung JL von 1.500.000 m³ ermitteln zu:

$$\text{DGK} = \text{DGKIK} + \text{DGKLL} =$$

$$\frac{2.989.000}{1.500.000} + \frac{1.500.000}{1.500.000} = \frac{4.489.000}{1.500.000}$$

$$1,99 + 1,00 = 2,99 \text{ EUR/m}^3$$

$$\text{DGK} = 2,99 \text{ €/m}^3$$

Dynamische Gesteungskosten für das Empfindlichkeitsszenario – Die dynamischen Gesteungskosten des Ausgangsszenarios bilden die Referenz für die Empfindlichkeitsprüfung. Der Abwasseranfall entwickelt sich nach den Ausgangsdaten zum Empfindlichkeitsszenario wie folgt:

Abwasseranfall

im 1. Jahr 665.000 m³

bis zum 20. Jahr progressiver Anstieg mit 3 % p.a.

damit ab dem 21. Jahr $665.000 \cdot \text{AFAKE}(3;20) =$

bis zum 60. Jahr $1.200.000 \text{ m}^3/\text{a}$ (Endgröße).

In der zugehörigen Kostenbetrachtung ist zu berücksichtigen, dass bei den Reinvestitionen am Ende des 15., 30. und 45. Jahres und bei den laufenden Kosten Anpassungen an den im Empfindlichkeitsszenario festgelegten Abwasseranfall möglich sind. Die Ermittlungen kommen zu dem Ergebnis, dass hier zu den Reinvestitionszeitpunkten am Ende des 15. Jahres 0,5 Mio. € Kostenersparnisse angesetzt werden können, am Ende des 30. Jahres 1,5 Mio. € und am Ende des 45. Jahres 0,5 Mio. €.

Die laufenden Kosten für das Empfindlichkeitsszenario entwickeln sich so:

1. Jahr

Personal, Verwaltung	180.000 €/a
Unterhaltung	850.000 €/a
Energie	70.000 €/a
Schlamm Entsorgung	75.000 €/a
Laufende Kosten LK	1.175.000 €/a

21. Jahr

Personal, Verwaltung	220.000 €/a
Unterhaltung	920.000 €/a
Energie	125.000 €/a
Schlamm Entsorgung	135.000 €/a
Laufende Kosten LK	1.400.000 €/a

Die laufenden Kosten steigen mithin zwischen dem 1. und 20. Jahr progressiv um jährlich 1 % und betragen danach konstant 1,4 Mio. €/a.

Der Barwert der Investitionskosten berechnet sich aus den Jahreskosten der Investition des Ausgangsszenarios und den Kostenersparnissen zu:

$$\begin{aligned} \text{IKBW} &= \text{JKIK} \cdot \text{DFAKR}(3;60) - 500.000 \cdot \text{DFAKE}(3;15) \\ &- 1.500.000 \cdot \text{DFAKE}(3;30) - 500.000 \cdot \text{DFAKE}(3;45) \\ &= 2.989.000 \cdot 27,676 - 500.000 \cdot 0,6419 \\ &- 1.500.000 \cdot 0,4120 - 500.000 \cdot 0,2644 \\ &= 82.724.000 - 321.000 - 618.000 - 132.000 \\ &= 82.724.000 - 1.071.000 = 81.653.000 \text{ €} \end{aligned}$$

Der Barwert der laufenden Kosten ist:

$$\begin{aligned} \text{LKBW} &= 1.175.000 \cdot \text{DFAKRP}(1;3;20) \\ &+ 1.400.000 \cdot \text{DFAKR}(3;40) \cdot \text{DFAKE}(3;20) \\ &= 1.175.000 \cdot 16,3827 + 1.400.000 \cdot 23,115 \cdot 0,5537 \\ &= 19.250.000 + 17.918.000 = 37.168.000 \text{ €} \end{aligned}$$

Damit ergibt sich ein Projektkostenbarwert von:

$$\text{PKBW} = 118.821.000 \text{ €}$$

Für den sich zeitlich entwickelnden Abwasseranfall AB ist nun eine analoge „Barwertberechnung“ durchzuführen:

$$\begin{aligned} \text{ABBW} &= 665.000 \cdot \text{DFAKRP}(3;3;20) + 1.200.000 \cdot \text{DFAKR}(3;40) \cdot \text{DFAKE}(3;20) \\ &= 665.000 \cdot 20,000 + 1.200.000 \cdot 23,115 \cdot 0,5537 \\ &= 13.300.000 + 15.360.000 = 28.700.000 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Damit ergeben sich dynamische Gestehungskosten DGK von:

$$\begin{aligned} \text{DGK} &= (81.653.000 / 28.700.000) + (37.168.000 / 28.700.000) \\ &= (118.821.000 / 28.700.000) = 2,84 + 1,30 = 4,14 \text{ €/m}^3 \end{aligned}$$

Bei Eintreffen des untersuchten Empfindlichkeitsszenarios würden sich damit anstelle von 2,99 €/m³ dynamische Gesteungskosten von 4,14 €/m³ ergeben. Das entspricht einer Steigerung von 38,5 %. Die Aufteilung in Investitionskosten und laufende Kosten zeigt Tab. 9.2. Dieses Ergebnis ist keineswegs überraschend: Aufgrund der geringen Möglichkeiten zur Kostenanpassung an das Empfindlichkeitsszenario lässt sich der Projektkostenbarwert lediglich von 124,2 Mio. € ($4.489.000 \cdot \text{DFAKE}(3;60) = 4.489.000 \cdot 27,6756$) auf 118,8 Mio. € verringern; das ist eine Reduzierung um 4,3 %. Dem stehen in den beiden Szenarien „Barwerte“ des Abwasseranfalls von 41,5 Mio. m³ ($1.500.000 \cdot 27,6756$) bzw. 28,7 Mio. m³ gegenüber, was aber einer Minderung von 30,8 % entspricht.

Tab. 9.2: Einfluss der Unterauslastung des Abwasserentsorgungssystems auf die dynamischen Gesteungskosten

Dynamische Gesteungskosten	Ausgangsszenario €/m ³	Empfindlichkeitsszenario €/m ³	Steigerung %
Anteil Investitionskosten	1,99	2,84	42,7
Anteil laufende Kosten	1,00	1,30	30,0
Gesamt	2,99	4,14	38,5

Inwieweit dieses Ergebnis Anlass zum Überdenken der Ausbaukonzeption sein sollte, kann nur im Einzelfall entschieden werden.

Generell bleibt festzuhalten, dass Empfindlichkeitsprüfungen mittels der dynamischen Gesteungskosten einen wesentlichen Impuls zur Sicherung der Wirtschaftlichkeit auslösen können. Erreicht eine Anlage nur eine Teilauslastung oder erst zu einem späteren Zeitpunkt als geplant ihre Vollauslastung, so geht dies stets zu Lasten der Effizienz.

9.2.5 Ergebnisinterpretation und Gesamtbeurteilung

Den abschließenden Arbeitsschritt einer Kostenvergleichsrechnung stellt die zusammenfassende Beurteilung der Ergebnisse unter Einbeziehung aller übrigen nicht kostenmäßig bewertbaren Gesichtspunkte dar. Je nach Aufgabenstellung (Vor-, Entwurfsplanung etc.) ist daraus ein Vorschlag für die anstehende Entscheidungsfindung zu formulieren (z.B. Vorauswahl der in eine detailliertere Planung einzubeziehenden Alternativen, Vorschlag der dem Genehmigungsverfahren zugrunde zu legenden Alternative etc.).

Da jedes Rechenergebnis von den Annahmen über die Kalkulationsgrundlagen abhängt, sind diese in knapper und leicht überschaubarer Form nochmals aufzuzeigen. Das gilt für den Zinssatz, die Nutzungsdauern, den Preisstand für die Kostenermittlungen, Annahmen über reale Preissteigerungen und deren Variation im Rahmen von Empfindlichkeitsprüfungen. Dem Entscheidungsträger sollte nicht zugemutet werden, sich diese Daten erst selbst aus den Unterlagen zusammenstellen zu müssen. Er benötigt sie, da das Ergebnis einer Wirtschaftlichkeitsrechnung nur in voller Kenntnis und Würdigung dieser Prämissen rational interpretiert werden kann.

Sodann sollte die Kostenstruktur der zu vergleichenden Alternativen anhand einer Gegenüberstellung der Investitions- und laufenden Kosten erörtert werden. Sie vermittelt die Grundlage über die Zusammensetzung der zu vergleichenden Barwerte und/oder Jahreskosten. An die Diskussion dieser Basisergebnisse schließen sich Schlussfolgerungen aus den Empfindlichkeitsprüfungen und damit über kostenrelevante Projektrisiken an. Die Abschätzung der Risiko- und Unsicherheitspotenziale ist bei der Langlebigkeit abwasserwirtschaftlicher Infrastrukturmaßnahmen besonders notwendig. Diesbezügliche Unterschiede bei den zu vergleichenden Alternativen sind klar herauszustellen.

Wenn Alternativen von den Kosten her etwa gleich zu beurteilen sind, verlagern sich die Entscheidungskriterien auf Leistungsunterschiede (Verfügbarkeit der Anlage, Betriebssicherheit, Aspekte der Flexibilität, Finanzierung etc.).

Schließlich sind Überlegungen anzustellen, ob es gewichtige Gründe für einen Projektvorschlag gibt, der von der kostengünstigsten Lösung abweicht. In diesem Zusammenhang muss an die eingeschränkte Aussagekraft des Kostenvergleichs erinnert werden. Er liefert eine wesentliche Entscheidungshilfe: die Information über die Kostenvorteilhaftigkeit einer Lösung. Dies ist ein wesentliches Auswahlkriterium, auf das in keinem Fall verzichtet werden darf. Ihm können sich aber andere Ziele und Randbedingungen überlagern, die eine – allerdings stichhaltig zu begründende – Abweichung nahelegen.

Weitere Beispiele zur Kostenvergleichsrechnung sind in Kap. 10 *Einsparpotenziale bei der Abwasserableitung* und Kap. 12 *Beispiele für monetäre und nichtmonetäre Bewertungen von Alternativen* enthalten.

9.A Kalkulationsgrößen

9.A.1 Durchschnittliche Nutzungsdauern abwasserwirtschaftlicher Anlagen [LAWA, 2005]

Die folgenden Angaben über durchschnittliche Nutzungsdauern abwasserwirtschaftlicher Anlagen entstammen einer Vielzahl von Quellen (einschließlich „grauer Literatur“ und Befragungsergebnissen). Die hier vorgenommene statistische Zusammenstellung – lediglich grobe Inkonsistenzen wurden bereinigt – kann weder Anspruch auf Vollständigkeit noch auf Konsistenz erheben. Sie ist daher nur in der Lage, unverbindliche Anhaltspunkte zu liefern.

Beim Vergleich mit ähnlichen Zusammenstellungen sind die Ausgangsunterschiede zu beachten. So liegen

zum Beispiel den AfA-Tabellen steuerrechtliche Gesichtspunkte zugrunde; die Werte sind für Investitionsrechnungen (Kostenvergleich, Kosten-Nutzen-Analyse) mitunter zu niedrig. Andere Tabellen, wie die Anlagen der „Richtlinie zur Ermittlung des Sachwerts – Sachwertrichtlinie 2012 – (SW-RL 2012)“, geben die technische Lebensdauer wieder und können damit zu hohe Werte liefern. Bei Entgeltkalkulationen wird zuweilen eine kürzere Nutzungsdauer angesetzt, die betriebsspezifische und örtliche Besonderheiten der vorhandenen Anlagen und gewisse Sicherheitsabschläge in der Kostenrechnung berücksichtigt.

Sofern im Folgenden Zahlenwerte eingeklammert sind, geben sie die in der ausgewerteten Literatur genannten Extreme für die durchschnittliche Nutzungsdauer der Anlagen wieder.

Tab. 9.A.1: Durchschnittliche Nutzungsdauer abwassertechnischer Anlagen zur Abwasserableitung

Art der Anlagen	Durchschnittliche Nutzungsdauer in Jahren
Kanäle	
Kanäle (Neubau und Erweiterung), in geschlossener Bauweise ggf. oberer Bereich	50–80 (100)
Kanäle (Reparatur)	2–15
Kanäle (Renovierung)	25–40 (50)
Kanalisationsschächte	50–80
Druck- und Dükerleitungen	30–50
Offene Gräben	20–33
Regenüberlaufbauwerke, Regenbecken	
Baulicher Teil	(40) 50–70
Maschineller Teil	je nach Ausrüstungsart
Maschineller Teil	5–20
Pump- und Hebewerke	
Baulicher Teil	25–40
Maschineller Teil	
Schneckenpumpen	14–20
sonstige Pumpen in Dauerbetrieb	8–12
Hochwasserpumpen	20–40
Grundstücksanschlusskanäle	50–80 (100)
Straßenabläufe einschl. Anschlusskanäle	40–80
sonstige maschinelle Kanalnetz-Einrichtungen (z. B. Schieber, Pegel)	(15) 20–30 (40)
Druck- und Unterdruckentwässerungssysteme	40
Hausanschlusschächte	(30) 40 (50)
Unterdruckbehälter	25–40
Schmutzwasserpumpen von Druckentwässerungssystemen	20–25
Vakuumpumpen von Unterdruckentwässerungssystemen	8–(20)
pneumatisch gesteuerte Membranabsaugventile	(25) 30 (50)
Versickerungssysteme für Regenwasser (wie Mulden-/Rigolensysteme)	(15) 20–30
Spezialfahrzeuge (wie Benzinabscheider-, Fäkalien-, Hochdruckspül-, Schlammabsauge-, Straßenablaufreinigungswagen)	7–10

Tab. 9.A.2: Durchschnittliche Nutzungsdauer abwassertechnischer Anlagen zur Abwasserbehandlung (Kläranlagen)

Art der Anlagen	Durchschnittliche Nutzungsdauer in Jahren
Bauwerke	
Bauwerke von Großanlagen in aufgelöster Bauweise bzw. in Kompaktform (Rechenbauwerk, Sandfang, Vorklär-, Belebungs-, Nachklärbecken, Maschinenhaus, Pumpenschächte)	(25) 30–40
Kleinere Anlagen in Kompaktform	20–25
Maschinelle Teile	
Rechenanlage	10–14
Räumer für den Sandfang	8–12
Einrichtungen für die Sandförderung	5–8
Räumeinrichtungen für Vor- und Nachklärbecken	12–20
Belebungsanlage mit Oberflächenbelüfter	10–20
Belebungsanlage mit Druckbelüftung	12–20
Tropfkörperanlage	20–25
Phosphatfällung	12–20
Oxydationsgräben in Betonkonstruktion und Abwasserteiche	25
Pflanzenbeete	(10)–15
Elektrische Verteilungs- und Krafterzeugungsanlagen	
Schaltanlagen für Licht und Kraft, Dynamomaschinen, Elektromotoren	17–25
Transformatoren	17–33
Kabelleitungen (erdverlegt)	33–50
Notstromaggregate	10–20
Mess- und Steuereinrichtungen	8–12
Schlammbehandlung	
Schlammförderung	20
Eindicker	
baulicher Teil	30–40
maschineller Teil	12–20
Dosier-Misch-Einrichtungen	15
Faulräume	
baulicher Teil	Betonkonstruktion 30–(50)
Stahlkonstruktion	15–25
maschineller Teil	10–20
Maschinelle Schlammwässerung durch	
Zentrifugen, Separatoren, Siebandpressen	10–14
Kammerfilterpressen	18–25
Natürliche Schlammwässerung	30–40
Klärgasspeicherung	
Entschwefler, Gasgeräte, Rohre, Gasfackel, Heizungsanlage, Abgas- und Abwärmesysteme	(8)–15
Gasbehälter	17–25
Gasmaschinenanlage	20–25
HD-Gasverdichter	10
Wärmepumpen	10–15
Betriebsgebäude einschl. Werkstätten, Garagen und dgl.	30–50
Schaltwarte (elektrischer Teil)	10–25
Kleinkläranlagen (Abwasseranfall < 8 m ³ /d), nach DIN 4261	(10)–15
Pflanzenkläranlagen, Pflanzenbeete	(10) 12–15
Sandfilteranlagen	8–12
Oxydationsgräben in Betonkonstruktion und Abwasserteiche	25

9.A.2 Faktoren für die Kostenrechnung

Tab. 9.A.3: Akkumulationsfaktor für einmalige Kosten AFAKE (i;n)

Zinszeit- raum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent									
	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	1,00500	1,01000	1,01500	1,02000	1,02500	1,03000	1,03500	1,04000	1,04500	1,05000
2	1,01003	1,02010	1,03023	1,04040	1,05063	1,06090	1,07123	1,08160	1,09203	1,10250
3	1,01508	1,03030	1,04568	1,06121	1,07689	1,09273	1,10872	1,12486	1,14117	1,15763
4	1,02015	1,04060	1,06136	1,08243	1,10381	1,12551	1,14752	1,16986	1,19252	1,21551
5	1,02525	1,05101	1,07728	1,10408	1,13141	1,15927	1,18769	1,21665	1,24618	1,27628
6	1,03038	1,06152	1,09344	1,12616	1,15969	1,19405	1,22926	1,26532	1,30226	1,34010
7	1,03553	1,07214	1,10984	1,14869	1,18869	1,22987	1,27228	1,31593	1,36086	1,40710
8	1,04071	1,08286	1,12649	1,17166	1,21840	1,26677	1,31681	1,36857	1,42210	1,47746
9	1,04591	1,09369	1,14339	1,19509	1,24886	1,30477	1,36290	1,42331	1,48610	1,55133
10	1,05114	1,10462	1,16054	1,21899	1,28008	1,34392	1,41060	1,48024	1,55297	1,62889
11	1,05640	1,11567	1,17795	1,24337	1,31209	1,38423	1,45997	1,53945	1,62285	1,71034
12	1,06168	1,12683	1,19562	1,26824	1,34489	1,42576	1,51107	1,60103	1,69588	1,79586
13	1,06699	1,13809	1,21355	1,29361	1,37851	1,46853	1,56396	1,66507	1,77220	1,88565
14	1,07232	1,14947	1,23176	1,31948	1,41297	1,51259	1,61869	1,73168	1,85194	1,97993
15	1,07768	1,16097	1,25023	1,34587	1,44830	1,55797	1,67535	1,80094	1,93528	2,07893
16	1,08307	1,17258	1,26899	1,37279	1,48451	1,60471	1,73399	1,87298	2,02237	2,18287
17	1,08849	1,18430	1,28802	1,40024	1,52162	1,65285	1,79468	1,94790	2,11338	2,29202
18	1,09393	1,19615	1,30734	1,42825	1,55966	1,70243	1,85749	2,02582	2,20848	2,40662
19	1,09940	1,20811	1,32695	1,45681	1,59865	1,75351	1,92250	2,10685	2,30786	2,52695
20	1,10490	1,22019	1,34686	1,48595	1,63862	1,80611	1,98979	2,19112	2,41171	2,65330
21	1,11042	1,23239	1,36706	1,51567	1,67958	1,86029	2,05943	2,27877	2,52024	2,78596
22	1,11597	1,24472	1,38756	1,54598	1,72157	1,91610	2,13151	2,36992	2,63365	2,92526
23	1,12155	1,25716	1,40838	1,57690	1,76461	1,97359	2,20611	2,46472	2,75217	3,07152
24	1,12716	1,26973	1,42950	1,60844	1,80873	2,03279	2,28333	2,56330	2,87601	3,22510
25	1,13280	1,28243	1,45095	1,64061	1,85394	2,09378	2,36324	2,66584	3,00543	3,38635
26	1,13846	1,29526	1,47271	1,67342	1,90029	2,15659	2,44596	2,77247	3,14068	3,55567
27	1,14415	1,30821	1,49480	1,70689	1,94780	2,22129	2,53157	2,88337	3,28201	3,73346
28	1,14987	1,32129	1,51722	1,74102	1,99650	2,28793	2,62017	2,99870	3,42970	3,92013
29	1,15562	1,33450	1,53998	1,77584	2,04641	2,35657	2,71188	3,11865	3,58404	4,11614
30	1,16140	1,34785	1,56308	1,81136	2,09757	2,42726	2,80679	3,24340	3,74532	4,32194

Zinszeit- raum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent									
	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	1,16721	1,36133	1,58653	1,84759	2,15001	2,50008	2,90503	3,37313	3,91386	4,53804
32	1,17304	1,37494	1,61032	1,88454	2,20376	2,57508	3,00671	3,50806	4,08998	4,76494
33	1,17891	1,38869	1,63448	1,92223	2,25885	2,65234	3,11194	3,64838	4,27403	5,00319
34	1,18480	1,40258	1,65900	1,96068	2,31532	2,73191	3,22086	3,79432	4,46636	5,25335
35	1,19073	1,41660	1,68388	1,99989	2,37321	2,81386	3,33359	3,94609	4,66735	5,51602
36	1,19668	1,43077	1,70914	2,03989	2,43254	2,89828	3,45027	4,10393	4,87738	5,79182
37	1,20266	1,44508	1,73478	2,08069	2,49335	2,98523	3,57103	4,26809	5,09686	6,08141
38	1,20868	1,45953	1,76080	2,12230	2,55568	3,07478	3,69601	4,43881	5,32622	6,38548
39	1,21472	1,47412	1,78721	2,16474	2,61957	3,16703	3,82537	4,61637	5,56590	6,70475
40	1,22079	1,48886	1,81402	2,20804	2,68506	3,26204	3,95926	4,80102	5,81636	7,03999
41	1,22690	1,50375	1,84123	2,25220	2,75219	3,35990	4,09783	4,99306	6,07810	7,39199
42	1,23303	1,51879	1,86885	2,29724	2,82100	3,46070	4,24126	5,19278	6,35162	7,76159
43	1,23920	1,53398	1,89688	2,34319	2,89152	3,56452	4,38970	5,40050	6,63744	8,14967
44	1,24539	1,54932	1,92533	2,39005	2,96381	3,67145	4,54334	5,61652	6,93612	8,55715
45	1,25162	1,56481	1,95421	2,43785	3,03790	3,78160	4,70236	5,84118	7,24825	8,98501
46	1,25788	1,58046	1,98353	2,48661	3,11385	3,89504	4,86694	6,07482	7,57442	9,43426
47	1,26417	1,59626	2,01328	2,53634	3,19170	4,01190	5,03728	6,31782	7,91527	9,90597
48	1,27049	1,61223	2,04348	2,58707	3,27149	4,13225	5,21359	6,57053	8,27146	10,4013
49	1,27684	1,62835	2,07413	2,63881	3,35328	4,25622	5,39606	6,83335	8,64367	10,9213
50	1,28323	1,64463	2,10524	2,69159	3,43711	4,38391	5,58493	7,10668	9,03264	11,4674
55	1,31563	1,72852	2,26794	2,97173	3,88877	5,08215	6,63314	8,64637	11,2563	14,6356
60	1,34885	1,81670	2,44322	3,28103	4,39979	5,89160	7,87809	10,5196	14,0274	18,6792
65	1,38291	1,90937	2,63204	3,62252	4,97796	6,82998	9,35670	12,7987	17,4807	23,8399
70	1,41783	2,00676	2,83546	3,99956	5,63210	7,91782	11,1128	15,5716	21,7841	30,4264
75	1,45363	2,10913	3,05459	4,41584	6,37221	9,17893	13,1986	18,9453	27,1470	38,8327
80	1,49034	2,21672	3,29066	4,87544	7,20957	10,6409	15,6757	23,0498	33,8301	49,5614
85	1,52797	2,32979	3,54498	5,38288	8,15696	12,3357	18,6179	28,0436	42,1585	63,2544
90	1,56655	2,44863	3,81895	5,94313	9,22886	14,3005	22,1122	34,1193	52,5371	80,7304
95	1,60611	2,57354	4,11409	6,56170	10,4416	16,5782	26,2623	41,5114	65,4708	103,035
100	1,64667	2,70481	4,43205	7,24465	11,8137	19,2186	31,1914	50,5049	81,5885	131,501

Tab. 9.A.4: Diskontierungsfaktor für einmalige Kosten DFAKE (i;n)

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	0,98039	0,97561	0,97087	0,96618	0,96154	0,95694	0,95238
2	0,96117	0,95181	0,94260	0,93351	0,92456	0,91573	0,90703
3	0,94232	0,92860	0,91514	0,90194	0,88900	0,87630	0,86384
4	0,92385	0,90595	0,88849	0,87144	0,85480	0,83856	0,82270
5	0,90573	0,88385	0,86261	0,84197	0,82193	0,80245	0,78353
6	0,88797	0,86230	0,83748	0,81350	0,79031	0,76790	0,74622
7	0,87056	0,84127	0,81309	0,78599	0,75992	0,73483	0,71068
8	0,85349	0,82075	0,78941	0,75941	0,73069	0,70319	0,67684
9	0,83676	0,80073	0,76642	0,73373	0,70259	0,67290	0,64461
10	0,82035	0,78120	0,74409	0,70892	0,67556	0,64393	0,61391
11	0,80426	0,76214	0,72242	0,68495	0,64958	0,61620	0,58468
12	0,78849	0,74356	0,70138	0,66178	0,62460	0,58966	0,55684
13	0,77303	0,72542	0,68095	0,63940	0,60057	0,56427	0,53032
14	0,75788	0,70773	0,66112	0,61778	0,57748	0,53997	0,50507
15	0,74301	0,69047	0,64186	0,59689	0,55526	0,51672	0,48102
16	0,72845	0,67362	0,62317	0,57671	0,53391	0,49447	0,45811
17	0,71416	0,65720	0,60502	0,55720	0,51337	0,47318	0,43630
18	0,70016	0,64117	0,58739	0,53836	0,49363	0,45280	0,41552
19	0,68643	0,62553	0,57029	0,52016	0,47464	0,43330	0,39573
20	0,67297	0,61027	0,55368	0,50257	0,45639	0,41464	0,37689
21	0,65978	0,59539	0,53755	0,48557	0,43883	0,39679	0,35894
22	0,64684	0,58086	0,52189	0,46915	0,42196	0,37970	0,34185
23	0,63416	0,56670	0,50669	0,45329	0,40573	0,36335	0,32557
24	0,62172	0,55288	0,49193	0,43796	0,39012	0,34770	0,31007
25	0,60953	0,53939	0,47761	0,42315	0,37512	0,33273	0,29530
26	0,59758	0,52623	0,46369	0,40884	0,36069	0,31840	0,28124
27	0,58586	0,51340	0,45019	0,39501	0,34682	0,30469	0,26785
28	0,57437	0,50088	0,43708	0,38165	0,33348	0,29157	0,25509
29	0,56311	0,48866	0,42435	0,36875	0,32065	0,27902	0,24295
30	0,55207	0,47674	0,41199	0,35628	0,30832	0,26700	0,23138

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	0,54125	0,46511	0,39999	0,34423	0,29646	0,25550	0,22036
32	0,53063	0,45377	0,38834	0,33259	0,28506	0,24450	0,20987
33	0,52023	0,44270	0,37703	0,32134	0,27409	0,23397	0,19987
34	0,51003	0,43191	0,36604	0,31048	0,26355	0,22390	0,19035
35	0,50003	0,42137	0,35538	0,29998	0,25342	0,21425	0,18129
36	0,49022	0,41109	0,34503	0,28983	0,24367	0,20503	0,17266
37	0,48061	0,40107	0,33498	0,28003	0,23430	0,19620	0,16444
38	0,47119	0,39128	0,32523	0,27056	0,22529	0,18775	0,15661
39	0,46195	0,38174	0,31575	0,26141	0,21662	0,17967	0,14915
40	0,45289	0,37243	0,30656	0,25257	0,20829	0,17193	0,14205
41	0,44401	0,36335	0,29763	0,24403	0,20028	0,16453	0,13528
42	0,43530	0,35448	0,28896	0,23578	0,19257	0,15744	0,12884
43	0,42677	0,34584	0,28054	0,22781	0,18517	0,15066	0,12270
44	0,41840	0,33740	0,27237	0,22010	0,17805	0,14417	0,11686
45	0,41020	0,32917	0,26444	0,21266	0,17120	0,13796	0,11130
46	0,40215	0,32115	0,25674	0,20547	0,16461	0,13202	0,10600
47	0,39427	0,31331	0,24926	0,19852	0,15828	0,12634	0,10095
48	0,38654	0,30567	0,24200	0,19181	0,15219	0,12090	0,09614
49	0,37896	0,29822	0,23495	0,18532	0,14634	0,11569	0,09156
50	0,37153	0,29094	0,22811	0,17905	0,14071	0,11071	0,08720
55	0,33650	0,25715	0,19677	0,15076	0,11566	0,08884	0,06833
60	0,30478	0,22728	0,16973	0,12693	0,09506	0,07129	0,05354
65	0,27605	0,20089	0,14641	0,10688	0,07813	0,05721	0,04195
70	0,25003	0,17755	0,12630	0,08999	0,06422	0,04590	0,03287
75	0,22646	0,15693	0,10895	0,07577	0,05278	0,03684	0,02575
80	0,20511	0,13870	0,09398	0,06379	0,04338	0,02956	0,02018
85	0,18577	0,12259	0,08107	0,05371	0,03566	0,02372	0,01581
90	0,16826	0,10836	0,06993	0,04522	0,02931	0,01903	0,01239
95	0,15240	0,09577	0,06032	0,03808	0,02409	0,01527	0,00971
100	0,13803	0,08465	0,05203	0,03206	0,01980	0,01226	0,00760

Tab. 9.A.5: Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (i;n)

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	1,02000	1,02500	1,03000	1,03500	1,04000	1,04500	1,05000
2	0,51505	0,51883	0,52261	0,52640	0,53020	0,53400	0,53780
3	0,34675	0,35014	0,35353	0,35693	0,36035	0,36377	0,36721
4	0,26262	0,26582	0,26903	0,27225	0,27549	0,27874	0,28201
5	0,21216	0,21525	0,21835	0,22148	0,22463	0,22779	0,23097
6	0,17853	0,18155	0,18460	0,18767	0,19076	0,19388	0,19702
7	0,15451	0,15750	0,16051	0,16354	0,16661	0,16970	0,17282
8	0,13651	0,13947	0,14246	0,14548	0,14853	0,15161	0,15472
9	0,12252	0,12546	0,12843	0,13145	0,13449	0,13757	0,14069
10	0,11133	0,11426	0,11723	0,12024	0,12329	0,12638	0,12950
11	0,10218	0,10511	0,10808	0,11109	0,11415	0,11725	0,12039
12	0,09456	0,09749	0,10046	0,10348	0,10655	0,10967	0,11283
13	0,08812	0,09105	0,09403	0,09706	0,10014	0,10328	0,10646
14	0,08260	0,08554	0,08853	0,09157	0,09467	0,09782	0,10102
15	0,07783	0,08077	0,08377	0,08683	0,08994	0,09311	0,09634
16	0,07365	0,07660	0,07961	0,08268	0,08582	0,08902	0,09227
17	0,06997	0,07293	0,07595	0,07904	0,08220	0,08542	0,08870
18	0,06670	0,06967	0,07271	0,07582	0,07899	0,08224	0,08555
19	0,06378	0,06676	0,06981	0,07294	0,07614	0,07941	0,08275
20	0,06116	0,06415	0,06722	0,07036	0,07358	0,07688	0,08024
21	0,05878	0,06179	0,06487	0,06804	0,07128	0,07460	0,07800
22	0,05663	0,05965	0,06275	0,06593	0,06920	0,07255	0,07597
23	0,05467	0,05770	0,06081	0,06402	0,06731	0,07068	0,07414
24	0,05287	0,05591	0,05905	0,06227	0,06559	0,06899	0,07247
25	0,05122	0,05428	0,05743	0,06067	0,06401	0,06744	0,07095
26	0,04970	0,05277	0,05594	0,05921	0,06257	0,06602	0,06956
27	0,04829	0,05138	0,05456	0,05785	0,06124	0,06472	0,06829
28	0,04699	0,05009	0,05329	0,05660	0,06001	0,06352	0,06712
29	0,04578	0,04889	0,05211	0,05545	0,05888	0,06241	0,06605
30	0,04465	0,04778	0,05102	0,05437	0,05783	0,06139	0,06505

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	0,04360	0,04674	0,05000	0,05337	0,05686	0,06044	0,06413
32	0,04261	0,04577	0,04905	0,05244	0,05595	0,05956	0,06328
33	0,04169	0,04486	0,04816	0,05157	0,05510	0,05874	0,06249
34	0,04082	0,04401	0,04732	0,05076	0,05431	0,05798	0,06176
35	0,04000	0,04321	0,04654	0,05000	0,05358	0,05727	0,06107
36	0,03923	0,04245	0,04580	0,04928	0,05289	0,05661	0,06043
37	0,03851	0,04174	0,04511	0,04861	0,05224	0,05598	0,05984
38	0,03782	0,04107	0,04446	0,04798	0,05163	0,05540	0,05928
39	0,03717	0,04044	0,04384	0,04739	0,05106	0,05486	0,05876
40	0,03656	0,03984	0,04326	0,04683	0,05052	0,05434	0,05828
41	0,03597	0,03927	0,04271	0,04630	0,05002	0,05386	0,05782
42	0,03542	0,03873	0,04219	0,04580	0,04954	0,05341	0,05739
43	0,03489	0,03822	0,04170	0,04533	0,04909	0,05298	0,05699
44	0,03439	0,03773	0,04123	0,04488	0,04866	0,05258	0,05662
45	0,03391	0,03727	0,04079	0,04445	0,04826	0,05220	0,05626
46	0,03345	0,03683	0,04036	0,04405	0,04788	0,05184	0,05593
47	0,03302	0,03641	0,03996	0,04367	0,04752	0,05151	0,05561
48	0,03260	0,03601	0,03958	0,04331	0,04718	0,05119	0,05532
49	0,03220	0,03562	0,03921	0,04296	0,04686	0,05089	0,05504
50	0,03182	0,03526	0,03887	0,04263	0,04655	0,05060	0,05478
55	0,03014	0,03365	0,03735	0,04121	0,04523	0,04939	0,05367
60	0,02877	0,03235	0,03613	0,04009	0,04420	0,04845	0,05283
65	0,02763	0,03128	0,03515	0,03919	0,04339	0,04773	0,05219
70	0,02667	0,03040	0,03434	0,03846	0,04275	0,04717	0,05170
75	0,02586	0,02965	0,03367	0,03787	0,04223	0,04672	0,05132
80	0,02516	0,02903	0,03311	0,03738	0,04181	0,04637	0,05103
85	0,02456	0,02849	0,03265	0,03699	0,04148	0,04609	0,05080
90	0,02405	0,02804	0,03226	0,03666	0,04121	0,04587	0,05063
95	0,02360	0,02765	0,03193	0,03639	0,04099	0,04570	0,05049
100	0,02320	0,02731	0,03165	0,03616	0,04081	0,04556	0,05038
unendlich	0,02000	0,02500	0,03000	0,03500	0,04000	0,04500	0,05000

Tab. 9.A.6: Akkumulationsfaktor für gleichförmige Kostenreihen AFAKR (i;n)

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
2	2,02000	2,02500	2,03000	2,03500	2,04000	2,04500	2,05000
3	3,06040	3,07563	3,09090	3,10622	3,12160	3,13703	3,15250
4	4,12161	4,15252	4,18363	4,21494	4,24646	4,27819	4,31013
5	5,20404	5,25633	5,30914	5,36247	5,41632	5,47071	5,52563
6	6,30812	6,38774	6,46841	6,55015	6,63298	6,71689	6,80191
7	7,43428	7,54743	7,66246	7,77941	7,89829	8,01915	8,14201
8	8,58297	8,73612	8,89234	9,05169	9,21423	9,38001	9,54911
9	9,75463	9,95452	10,1591	10,3685	10,5828	10,8021	11,0266
10	10,9497	11,2034	11,4639	11,7314	12,0061	12,2882	12,5779
11	12,1687	12,4835	12,8078	13,1420	13,4864	13,8412	14,2068
12	13,4121	13,7956	14,1920	14,6020	15,0258	15,4640	15,9171
13	14,6803	15,1404	15,6178	16,1130	16,6268	17,1599	17,7130
14	15,9739	16,5190	17,0863	17,6770	18,2919	18,9321	19,5986
15	17,2934	17,9319	18,5989	19,2957	20,0236	20,7841	21,5786
16	18,6393	19,3802	20,1569	20,9710	21,8245	22,7193	23,6575
17	20,0121	20,8647	21,7616	22,7050	23,6975	24,7417	25,8404
18	21,4123	22,3863	23,4144	24,4997	25,6454	26,8551	28,1324
19	22,8406	23,9460	25,1169	26,3572	27,6712	29,0636	30,5390
20	24,2974	25,5447	26,8704	28,2797	29,7781	31,3714	33,0660
21	25,7833	27,1833	28,6765	30,2695	31,9692	33,7831	35,7193
22	27,2990	28,8629	30,5368	32,3289	34,2480	36,3034	38,5052
23	28,8450	30,5844	32,4529	34,4604	36,6179	38,9370	41,4305
24	30,4219	32,3490	34,4265	36,6665	39,0826	41,6892	44,5020
25	32,0303	34,1578	36,4593	38,9499	41,6459	44,5652	47,7271
26	33,6709	36,0117	38,5530	41,3131	44,3117	47,5706	51,1135
27	35,3443	37,9120	40,7096	43,7591	47,0842	50,7113	54,6691
28	37,0512	39,8598	42,9309	46,2906	49,9676	53,9933	58,4026
29	38,7922	41,8563	45,2189	48,9108	52,9663	57,4230	62,3227
30	40,5681	43,9027	47,5754	51,6227	56,0849	61,0071	66,4388

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	42,3794	46,0003	50,0027	54,4295	59,3283	64,7524	70,7608
32	44,2270	48,1503	52,5028	57,3345	62,7015	68,6662	75,2988
33	46,1116	50,3540	55,0778	60,3412	66,2095	72,7562	80,0638
34	48,0338	52,6129	57,7302	63,4532	69,8579	77,0303	85,0670
35	49,9945	54,9282	60,4621	66,6740	73,6522	81,4966	90,3203
36	51,9944	57,3014	63,2759	70,0076	77,5983	86,1640	95,8363
37	54,0343	59,7339	66,1742	73,4579	81,7022	91,0413	101,628
38	56,1149	62,2273	69,1594	77,0289	85,9703	96,1382	107,710
39	58,2372	64,7830	72,2342	80,7249	90,4091	101,464	114,095
40	60,4020	67,4026	75,4013	84,5503	95,0255	107,030	120,800
41	62,6100	70,0876	78,6633	88,5095	99,8265	112,847	127,840
42	64,8622	72,8398	82,0232	92,6074	104,820	118,925	135,232
43	67,1595	75,6608	85,4839	96,8486	110,012	125,276	142,993
44	69,5027	78,5523	89,0484	101,238	115,413	131,914	151,143
45	71,8927	81,5161	92,7199	105,782	121,029	138,850	159,700
46	74,3306	84,5540	96,5015	110,484	126,871	146,098	168,685
47	76,8172	87,6679	100,397	115,351	132,945	153,673	178,119
48	79,3535	90,8596	104,408	120,388	139,263	161,588	188,025
49	81,9406	94,1311	108,541	125,602	145,834	169,859	198,427
50	84,5794	97,4843	112,797	130,998	152,667	178,503	209,348
55	98,5865	115,551	136,072	160,947	191,159	227,918	272,713
60	114,052	135,992	163,053	196,517	237,991	289,498	353,584
65	131,126	159,118	194,333	238,763	294,968	366,238	456,798
70	149,978	185,284	230,594	288,938	364,290	461,870	588,529
75	170,792	214,888	272,631	348,530	448,631	581,044	756,654
80	193,772	248,383	321,363	419,307	551,245	729,558	971,229
85	219,144	286,279	377,857	503,367	676,090	914,632	1245,09
90	247,157	329,154	443,349	603,205	827,983	1145,27	1594,61
95	278,085	377,664	519,272	721,781	1012,78	1432,68	2040,69
100	312,232	432,549	607,288	862,612	1237,62	1790,86	2610,03

9. Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien

Tab. 9.A.7: Diskontierungsfaktor für gleichförmige Kostenreihen DFAKR (i;n)

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	0,98039	0,97561	0,97087	0,96618	0,96154	0,95694	0,95238
2	1,94156	1,92742	1,91347	1,89969	1,88609	1,87267	1,85941
3	2,88388	2,85602	2,82861	2,80164	2,77509	2,74896	2,72325
4	3,80773	3,76297	3,71710	3,67308	3,62990	3,58753	3,54595
5	4,71346	4,64583	4,57971	4,51505	4,45182	4,38998	4,32948
6	5,60143	5,50813	5,41719	5,32855	5,24214	5,15787	5,07569
7	6,47199	6,34939	6,23028	6,11454	6,00205	5,89270	5,78637
8	7,32548	7,17014	7,01969	6,87396	6,73274	6,59589	6,46321
9	8,16224	7,97087	7,78611	7,60769	7,43533	7,26879	7,10782
10	8,98259	8,75206	8,53020	8,31661	8,11090	7,91272	7,72173
11	9,78685	9,51421	9,25262	9,00155	8,76048	8,52892	8,30641
12	10,5753	10,2578	9,95400	9,66333	9,38507	9,11858	8,86325
13	11,3484	10,9832	10,6350	10,3027	9,98565	9,68285	9,39357
14	12,1062	11,6909	11,2961	10,9205	10,5631	10,2228	9,89864
15	12,8493	12,3814	11,9379	11,5174	11,1184	10,7395	10,3797
16	13,5777	13,0550	12,5611	12,0941	11,6523	11,2340	10,8378
17	14,2919	13,7122	13,1661	12,6513	12,1657	11,7072	11,2741
18	14,9920	14,3534	13,7535	13,1897	12,6593	12,1600	11,6896
19	15,6785	14,9789	14,3238	13,7098	13,1339	12,5933	12,0853
20	16,3514	15,5892	14,8775	14,2124	13,5903	13,0079	12,4622
21	17,0112	16,1845	15,4150	14,6980	14,0292	13,4047	12,8212
22	17,6580	16,7654	15,9369	15,1671	14,4511	13,7844	13,1630
23	18,2922	17,3321	16,4436	15,6204	14,8568	14,1478	13,4886
24	18,9139	17,8850	16,9355	16,0584	15,2470	14,4955	13,7986
25	19,5235	18,4244	17,4131	16,4815	15,6221	14,8282	14,0939
26	20,1210	18,9506	17,8768	16,8904	15,9828	15,1466	14,3752
27	20,7069	19,4640	18,3270	17,2854	16,3296	15,4513	14,6430
28	21,2813	19,9649	18,7641	17,6670	16,6631	15,7429	14,8981
29	21,8444	20,4535	19,1885	18,0358	16,9837	16,0219	15,1411
30	22,3965	20,9303	19,6004	18,3920	17,2920	16,2889	15,3725

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	22,9377	21,3954	20,0004	18,7363	17,5885	16,5444	15,5928
32	23,4683	21,8492	20,3888	19,0689	17,8736	16,7889	15,8027
33	23,9886	22,2919	20,7658	19,3902	18,1476	17,0229	16,0025
34	24,4986	22,7238	21,1318	19,7007	18,4112	17,2468	16,1929
35	24,9986	23,1452	21,4872	20,0007	18,6646	17,4610	16,3742
36	25,4888	23,5563	21,8323	20,2905	18,9083	17,6660	16,5469
37	25,9695	23,9573	22,1672	20,5705	19,1426	17,8622	16,7113
38	26,4406	24,3486	22,4925	20,8411	19,3679	18,0500	16,8679
39	26,9026	24,7303	22,8082	21,1025	19,5845	18,2297	17,0170
40	27,3555	25,1028	23,1148	21,3551	19,7928	18,4016	17,1591
41	27,7995	25,4661	23,4124	21,5991	19,9931	18,5661	17,2944
42	28,2348	25,8206	23,7014	21,8349	20,1856	18,7235	17,4232
43	28,6616	26,1664	23,9819	22,0627	20,3708	18,8742	17,5459
44	29,0800	26,5038	24,2543	22,2828	20,5488	19,0184	17,6628
45	29,4902	26,8330	24,5187	22,4955	20,7200	19,1563	17,7741
46	29,8923	27,1542	24,7754	22,7009	20,8847	19,2884	17,8801
47	30,2866	27,4675	25,0247	22,8994	21,0429	19,4147	17,9810
48	30,6731	27,7732	25,2667	23,0912	21,1951	19,5356	18,0772
49	31,0521	28,0714	25,5017	23,2766	21,3415	19,6513	18,1687
50	31,4236	28,3623	25,7298	23,4556	21,4822	19,7620	18,2559
55	33,1748	29,7140	26,7744	24,2641	22,1086	20,2480	18,6335
60	34,7609	30,9087	27,6756	24,9447	22,6235	20,6380	18,9293
65	36,1975	31,9646	28,4529	25,5178	23,0467	20,9510	19,1611
70	37,4986	32,8979	29,1234	26,0004	23,3945	21,2021	19,3427
75	38,6771	33,7227	29,7018	26,4067	23,6804	21,4036	19,4850
80	39,7445	34,4518	30,2008	26,7488	23,9154	21,5653	19,5965
85	40,7113	35,0962	30,6312	27,0368	24,1085	21,6951	19,6838
90	41,5869	35,6658	31,0024	27,2793	24,2673	21,7992	19,7523
95	42,3800	36,1692	31,3227	27,4835	24,3978	21,8828	19,8059
100	43,0984	36,6141	31,5989	27,6554	24,5050	21,9499	19,8479
unendlich	50,0000	40,0000	33,3333	28,5714	25,0000	22,2222	20,0000

Tab. 9.A.8: Diskontierungsfaktor für progressiv steigende Kostenreihen DFAKRP (0,5;i;n) Steigerungsrate r = 0,5 % p.a.

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	0,98529	0,98049	0,97573	0,97101	0,96635	0,96172	0,95714
2	1,95610	1,94184	1,92777	1,91388	1,90017	1,88663	1,87327
3	2,91263	2,88444	2,85671	2,82942	2,80257	2,77614	2,75013
4	3,85509	3,80865	3,76310	3,71843	3,67460	3,63160	3,58941
5	4,78369	4,71482	4,64749	4,58166	4,51728	4,45431	4,39272
6	5,69864	5,60331	5,51042	5,41687	5,33160	5,24553	5,16160
7	6,60013	6,47447	6,35240	6,23379	6,11852	6,00647	5,89753
8	7,48836	7,32862	7,17394	7,02411	6,87895	6,73828	6,60192
9	8,36353	8,16611	7,97554	7,79153	7,61380	7,44208	7,27613
10	9,22583	8,98726	8,75769	8,53670	8,32391	8,11894	7,92144
11	10,0755	9,79239	9,52085	9,26028	9,01012	8,76989	8,53909
12	10,9126	10,5818	10,2655	9,96288	9,67324	9,39592	9,13027
13	11,7374	11,3558	10,9921	10,6451	10,3140	9,99799	9,69612
14	12,5501	12,1147	11,7010	11,3076	10,9333	10,5770	10,2377
15	13,3508	12,8588	12,3927	11,9508	11,5317	11,1339	10,7561
16	14,1398	13,5884	13,0676	12,5754	12,1099	11,6694	11,2523
17	14,9171	14,3038	13,7262	13,1820	12,6687	12,1845	11,7272
18	15,6831	15,0052	14,3688	13,7709	13,2087	12,6798	12,1817
19	16,4377	15,6929	14,9957	14,3427	13,7306	13,1562	12,6168
20	17,1813	16,3671	15,6075	14,8980	14,2348	13,6143	13,0332
21	17,9139	17,0283	16,2044	15,4372	14,7221	14,0549	13,4318
22	18,6358	17,6765	16,7868	15,9608	15,1930	14,4786	13,8133
23	19,3470	18,3121	17,3551	16,4692	15,5480	14,8862	14,1784
24	20,0478	18,9353	17,9096	16,9628	16,0878	15,2781	14,5279
25	20,7383	19,5463	18,4506	17,4421	16,5127	15,6550	14,8624
26	21,4186	20,1454	18,7985	17,9076	16,9233	16,0175	15,1826
27	22,0889	20,7328	19,4936	18,3595	17,3201	16,3661	15,4891
28	22,7493	21,3087	19,9962	18,7984	17,7036	16,7014	15,7824
29	23,4001	21,8734	20,4866	19,2245	18,0742	17,0238	16,0632
30	24,0413	22,4271	20,9650	19,6383	18,4322	17,3339	16,3319

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	24,6730	22,9700	21,4319	20,0401	18,7783	17,6321	16,5891
32	25,2955	23,5023	21,8874	20,4302	19,1127	17,9189	16,8353
33	25,9088	24,0242	22,3319,	20,8091	19,4358	18,1948	17,0709
34	26,5130	24,5359	22,7656	21,1769	19,7480	18,4600	17,2964
35	27,1084	25,0377	23,1888	21,5341	20,0498	18,7151	17,5123
36	27,6951	25,5296	23,6017	21,8810	20,3414	18,9605	17,7189
37	28,2731	26,0120	24,0045	22,2177	20,6232	19,1965	17,9167
38	28,8426	26,4849	24,3976	22,5448	20,8955	19,4234	18,1060
39	29,4038	26,9486	24,7812	22,8623	21,1586	19,6416	18,2871
40	29,9566	27,4033	25,1554	23,1706	21,4129	19,8515	18,4605
41	30,5014	27,8491	25,5206	23,4700	21,6586	20,0534	18,6265
42	31,0381	28,2862	25,8769	23,7608	21,8960	20,2475	18,7854
43	31,5670	28,7147	26,2245	24,0431	22,1255	20,4342	18,9374
44	32,0881	29,1349	26,5638	24,3172	22,3472	20,6138	19,0830
45	32,6015	29,5469	26,8947	24,5833	22,5615	20,7864	19,2223
46	33,1073	29,9509	27,2177	24,8418	22,7686	20,9525	19,3556
47	33,6058	30,3470	27,5328	25,0928	22,9687	21,1122	19,4832
48	34,0968	30,7353	27,8402	25,3365	23,1620	21,2658	19,6054
49	34,5807	31,1161	28,1402	25,5731	23,3489	21,4135	19,7223
50	35,0575	31,4894	28,4329	25,8028	23,5295	21,5556	19,8342
55	37,3381	33,2497	29,7933	26,8556	24,3451	22,1884	20,3257
60	39,4559	34,8448	30,9964	27,7643	25,0325	22,7090	20,7206
65	41,4225	36,2902	32,0604	28,5487	25,6117	23,1373	21,0378
70	43,2487	37,6000	33,0015	29,2259	26,0998	23,4897	21,2926
75	44,9445	38,7869	33,8337	29,8105	26,5111	23,7796	21,4973
80	46,5192	39,8625	34,5697	30,3151	26,8577	24,0182	21,6618
85	47,9815	40,8371	35,2206	30,7506	27,1498	24,2144	21,7938
90	49,3394	41,7203	35,7963	31,1267	27,3959	24,3758	21,9000
95	50,6004	42,5206	36,3054	31,4513	27,6033	24,5086	21,9852
100	51,7713	43,2458	36,7556	31,7315	27,7781	246179	22,0537

9. Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien

Tab. 9.A.9: Diskontierungsfaktor für progressiv steigende Kostenreihen DFAKRP (1;i;n) Steigerungsrate $r = 1 \% \text{ p.a.}$

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	0,99020	0,98537	0,98058	0,97585	0,97115	0,96651	0,96190
2	1,97068	1,95631	1,94212	1,92812	1,91429	1,90064	1,88717
3	2,94156	2,91305	2,88500	2,85739	2,83023	2,80349	2,77718
4	3,90292	3,85578	3,80956	3,76422	3,71974	3,67610	3,63329
5	4,85485	4,78472	4,71617	4,64914	4,58359	4,51949	4,45678
6	5,79745	5,70007	5,60518	5,51269	5,42253	5,33462	5,24890
7	6,73081	6,60202	6,47692	6,35538	6,23726	6,12246	6,01085
8	7,65502	7,49077	7,33174	7,17771	7,02850	6,88391	6,74377
9	8,57016	8,36652	8,17096	7,98018	7,79690	7,61985	7,44877
10	9,47634	9,22944	8,99190	8,76327	8,54315	8,33115	8,12691
11	10,3736	10,0798	9,79788	9,52744	9,26786	9,01862	8,77922
12	11,2621	10,9176	10,5882	10,2732	9,97168	9,68307	9,40668
13	12,1419	11,7432	11,3632	11,0009	10,6552	10,3253	10,0102
14	13,0131	12,5567	12,1231	11,7110	11,3190	10,9460	10,5908
15	13,8757	13,3583	12,8683	12,4040	11,9636	11,5459	11,1492
16	14,7298	14,1482	13,5990	13,0802	12,5897	12,1257	11,6864
17	15,5756	14,9265	14,3156	13,7401	13,1977	12,6860	12,2031
18	16,4131	15,6935	15,0182	14,3840	13,7881	13,2277	12,7001
19	17,2424	16,4492	15,7071	15,0125	14,3615	13,7511	13,1782
20	18,0636	17,1938	16,3827	15,6257	14,9184	14,2571	13,6381
21	18,8767	17,9276	17,0452	16,2241	15,4592	14,7461	14,0805
22	19,6818	18,6506	17,6948	16,8081	15,9844	15,2187	14,5060
23	20,4790	19,3630	18,3318	17,3779	16,4945	15,6755	14,9153
24	21,2685	20,0650	18,9564	17,9340	16,9899	16,1170	15,3090
25	22,0501	20,7567	19,5689	18,4767	17,4709	16,5437	15,6877
26	22,8242	21,4383	20,1695	19,0062	17,9381	16,9561	16,0520
27	23,5906	22,1100	20,7585	19,5230	18,3918	17,3547	16,4024
28	24,3495	22,7718	21,3360	20,0272	18,8324	17,7399	16,7394
29	25,1010	23,4239	21,9023	20,5193	19,2603	18,1123	17,0636
30	25,8451	24,0665	22,4576	20,9995	19,6759	18,4722	17,3755

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	26,5819	24,6997	23,0021	21,4682	20,0795	18,8200	17,6755
32	27,3115	25,3236	23,5360	21,9254	20,4714	19,1562	17,9640
33	28,0339	25,9383	24,0596	22,3717	20,8521	19,4811	18,2416
34	28,7493	26,5441	24,5730	22,8072	21,2217	19,7951	18,5086
35	29,4576	27,1410	25,0764	23,2321	21,5807	20,0986	18,7654
36	30,1590	27,7292	25,5701	23,6468	21,9293	20,3920	19,0124
37	30,8535	28,3088	26,0542	24,0515	22,2679	20,6755	19,2500
38	31,5412	28,8799	26,5288	24,4463	22,5967	20,9495	19,4786
39	32,2222	29,4426	26,9943	24,8317	22,9161	21,2144	19,6985
40	32,8965	29,9971	27,4507	25,2077	23,2262	21,4703	19,9100
41	33,5642	30,5435	27,8983	25,5747	23,5273	21,7177	20,1134
42	34,2253	31,0819	28,3372	25,9328	23,8198	21,9569	20,3091
43	34,8800	31,6124	28,7675	26,2823	24,1039	22,1880	20,4973
44	35,5282	32,1351	29,1895	26,6233	24,3797	22,4113	20,6784
45	36,1701	32,6502	29,6033	26,9560	24,6476	22,6272	20,8525
46	36,8057	33,1578	30,0090	27,2808	24,9078	22,8359	21,0200
47	37,4350	33,6579	30,4069	27,5977	25,1604	23,0376	21,1812
48	38,0582	34,1507	30,7971	27,9069	25,4058	23,2325	21,3362
49	38,6753	34,6363	31,1797	28,2087	25,6441	23,4209	21,4853
50	39,2863	35,1148	31,5548	28,5031	25,8755	23,6029	21,6287
55	42,2528	37,4043	33,3241	29,8722	26,9363	24,4258	22,2679
60	45,0766	39,5310	34,9282	31,0837	27,8526	25,1198	22,7942
65	47,7647	41,5067	36,3824	32,1558	28,6441	25,7052	23,2277
70	50,3236	43,3419	37,7008	33,1045	29,3279	26,1988	23,5847
75	52,7595	45,0468	38,8961	33,9441	29,9186	26,6152	23,8786
80	55,0783	46,6305	39,9798	34,6870	30,4289	26,9663	24,1207
85	57,2857	48,1016	40,9623	35,3445	30,8697	27,2624	24,3200
90	59,3870	49,4682	41,8530	35,9262	31,2505	27,5122	24,4841
95	61,3872	50,7377	42,6606	36,4411	31,5795	27,7228	24,6193
100	63,2913	51,9170	43,3927	36,8967	31,8636	27,9005	24,7306

9. Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien

Tab. 9.A.10: Diskontierungsfaktor für progressiv steigende Kostenreihen DFAKRP (1,5;i;n) Steigerungsrate $r = 1,5 \% \text{ p.a.}$

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	0,99510	0,99024	0,98544	0,98068	0,97596	0,97129	0,96667
2	1,98532	1,97083	1,95652	1,94240	1,92846	1,91470	1,90111
3	2,97068	2,94184	2,91347	2,88554	2,85807	2,83102	2,80441
4	3,95122	3,90339	3,85647	3,81046	3,76532	3,72104	3,67759
5	4,92695	4,85555	4,78575	4,71751	4,65077	4,58551	4,52167
6	5,89790	5,79842	5,70149	5,60702	5,51494	5,42516	5,33762
7	6,86408	6,73209	6,60390	6,47935	6,35833	6,24071	6,12636
8	7,82553	7,65666	7,49316	7,33482	7,18145	7,03284	6,88882
9	8,78227	8,57220	8,36947	8,17376	7,98478	7,80223	7,62586
10	9,73432	9,47882	9,23302	8,99649	8,76880	8,54954	8,33833
11	10,6817	10,3766	10,0840	9,80332	9,53397	9,27539	9,02705
12	11,6244	11,2656	10,9226	10,5946	10,2808	9,98040	9,69282
13	12,5626	12,1459	11,7490	11,3705	11,0096	10,6652	10,3364
14	13,4961	13,0177	12,5633	12,1315	11,7209	11,3303	10,9585
15	14,4250	13,8809	13,3658	12,8777	12,4151	11,9763	11,5599
16	15,3494	14,7357	14,1566	13,6096	13,0926	12,6038	12,1412
17	16,2693	15,5822	14,9358	14,3272	13,7539	13,2132	12,7032
18	17,1846	16,4204	15,7038	15,0311	14,3992	13,8052	13,2464
19	18,0955	17,2505	16,4605	15,7213	15,0290	14,3802	13,7715
20	19,0019	18,0724	17,2062	16,3982	15,6437	14,9386	14,2792
21	19,9038	18,8864	17,9411	17,0620	16,2436	15,4811	14,7699
22	20,8013	19,6924	18,6652	17,7130	16,8291	16,0079	15,2442
23	21,6945	20,4905	19,3789	18,3514	17,4005	16,5197	15,7027
24	22,5832	21,2808	20,0821	18,9774	17,9582	17,0167	16,1460
25	23,4676	22,0634	20,7751	19,5914	18,5025	17,4995	16,5744
26	24,3477	22,8384	21,4579	20,1935	19,0337	17,9684	16,9886
27	25,2234	23,6059	22,1309	20,7839	19,5521	18,4239	17,3890
28	26,0949	24,3658	22,7940	21,3630	20,0581	18,8662	17,7760
29	26,9621	25,1183	23,4475	21,9309	20,5518	19,2959	18,1502
30	27,8250	25,8635	24,0915	22,4877	21,0338	19,7133	18,5118

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	28,6837	26,6014	24,7261	23,0339	21,5041	20,1186	18,8614
32	29,5382	27,3321	25,3514	23,5695	21,9632	20,5123	19,1994
33	30,3885	28,0557	25,9677	24,0947	22,4112	20,8948	19,5261
34	31,2346	28,7723	26,5749	24,6098	22,8484	21,2662	19,8419
35	32,0766	29,4818	27,1734	25,1149	23,2751	21,6270	20,1471
36	32,9145	30,1844	27,7631	25,6103	23,6916	21,9774	20,4422
37	33,7482	30,8802	28,3442	26,0960	24,0980	22,3178	20,7275
38	34,5779	31,5692	28,9168	26,5725	24,4947	22,6484	21,0032
39	35,4035	32,2514	29,4812	27,0397	24,8819	22,9695	21,2698
40	36,2250	32,9270	30,0373	27,4978	25,2597	23,2813	21,5275
41	37,0426	33,5960	30,5853	27,9471	25,6285	23,5843	21,7766
42	37,8561	34,2585	31,1253	28,3878	25,9883	23,8785	22,0173
43	38,6656	34,9145	31,6574	28,8199	26,3396	24,1643	22,2501
44	39,4712	35,5641	32,1818	29,2437	26,6824	24,4419	22,4751
45	40,2728	36,2074	32,6986	29,6592	27,0169	24,7115	22,6926
46	41,0705	36,8444	33,2079	30,0668	27,3435	24,9733	22,9028
47	41,8642	37,4752	33,7097	30,4665	27,6621	25,2277	23,1061
48	42,6541	38,0998	34,2042	30,8584	27,9731	25,4748	23,3025
49	43,4401	38,7184	34,6915	31,2428	28,2767	25,7147	23,4925
50	44,2223	39,3309	35,1717	31,6198	28,5729	25,9478	23,6760
55	48,0759	42,3049	37,7000	33,3980	29,9506	27,0165	24,5062
60	51,8360	45,1367	39,6056	35,0110	31,1705	27,9404	25,2068
65	55,5049	47,8330	41,5903	36,4740	32,2507	28,7391	25,7983
70	59,0847	50,4003	43,4345	37,8011	33,2071	29,4295	26,2975
75	62,5776	52,8448	45,1483	39,0047	34,0540	30,0264	26,7189
80	65,9858	55,1724	46,7410	40,0965	34,8038	30,5424	27,0745
85	69,3112	57,3886	48,2209	41,0868	35,4678	30,9884	27,3748
90	72,5559	59,4988	49,5962	41,9851	36,0557	31,3740	27,6282
95	75,7219	61,5080	50,8743	42,7998	36,5762	31,7073	27,8421
100	78,8110	63,4212	52,0619	43,5388	37,0372	31,9954	28,0226

9. Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien

Tab. 9.A.11: Diskontierungsfaktor für progressiv steigende Kostenreihen DFAKRP (2;i;n) Steigerungsrate $r = 2\%$ p.a.

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	1,00000	0,99511	0,99029	0,98551	0,98077	0,97608	0,97143
2	2,00000	1,98539	1,97097	1,95673	1,94268	1,92880	1,91510
3	3,00000	2,97083	2,94212	2,91388	2,88609	2,85873	2,83181
4	4,00000	3,95146	3,90385	3,85716	3,81136	3,76642	3,72233
5	5,00000	4,92730	4,85624	4,78676	4,71883	4,65239	4,58741
6	6,00000	5,89839	5,79938	5,70290	5,60885	5,51717	5,42777
7	7,00000	6,86474	6,73337	6,60575	6,48176	6,36125	6,24412
8	8,00000	7,82637	7,65829	7,49553	7,33788	7,18515	7,03714
9	9,00000	8,78332	8,57423	8,37240	8,17753	7,98933	7,80751
10	10,0000	9,73560	9,48127	9,23657	9,00104	8,77427	8,55587
11	11,0000	10,6832	10,3795	10,0882	9,80872	9,54044	9,28284
12	12,0000	11,6262	11,2690	10,9275	10,6009	10,2883	9,98905
13	13,0000	12,5646	12,1499	11,7547	11,3778	11,0182	10,6751
14	14,0000	13,4985	13,0223	12,5698	12,1397	11,7307	11,3415
15	15,0000	14,4278	13,8861	13,3731	12,8870	12,4261	11,9889
16	16,0000	15,3525	14,7416	14,1648	13,6200	13,1049	12,6178
17	17,0000	16,2727	15,5888	14,9451	14,3388	13,7675	13,2287
18	18,0000	17,1885	16,4277	15,7140	15,0439	14,4142	13,8222
19	19,0000	18,0997	17,2585	16,4717	15,7353	15,0455	14,3987
20	20,0000	19,0066	18,0812	17,2185	16,4135	15,6616	14,9587
21	21,0000	19,9090	18,8960	17,9545	17,0786	16,2630	15,5028
22	22,0000	20,8070	19,7028	18,6798	17,7309	16,8500	16,0312
23	23,0000	21,7006	20,5018	19,3946	18,3707	17,4230	16,5446
24	24,0000	22,5899	21,2931	20,0990	18,9982	17,9822	17,0434
25	25,0000	23,4748	22,0766	20,7932	19,6136	18,5281	17,5278
26	26,0000	24,3554	22,8526	21,4774	20,2172	19,0609	17,9985
27	27,0000	25,2317	23,6210	22,1516	20,8092	19,5810	18,4557
28	28,0000	26,1038	24,3820	22,8161	21,3898	20,0886	18,8998
29	29,0000	26,9716	25,1355	23,4709	21,9592	20,5841	19,3312
30	30,0000	27,8351	25,8818	24,1163	22,5177	21,0678	19,7503

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	31,0000	28,6945	26,6208	24,7523	23,0654	21,5398	20,1575
32	32,0000	29,5496	27,3526	25,3790	23,6026	22,0006	20,5530
33	33,0000	30,4006	28,0774	25,9967	24,1295	22,4503	20,9372
34	34,0000	31,2474	28,7951	26,6055	24,6463	22,8893	21,3104
35	35,0000	32,0901	29,5058	27,2054	25,1531	23,3178	21,6729
36	36,0000	32,9287	30,2096	27,7966	25,6501	23,7360	22,0251
37	37,0000	33,7632	30,9066	28,3793	26,1376	24,1443	22,3673
38	38,0000	34,5936	31,5968	28,9535	26,6157	24,5427	22,6997
39	39,0000	35,4200	32,2804	29,5194	27,0847	24,9317	23,0225
40	40,0000	36,2423	32,9573	30,0771	27,5446	25,3113	23,3362
41	41,0000	37,0607	33,6276	30,6267	27,9956	25,6818	23,6408
42	42,0000	37,8750	34,2914	31,1683	28,4380	26,0435	23,9368
43	43,0000	38,6854	34,9488	31,7021	28,8719	26,3965	24,2243
44	44,0000	39,4918	35,5997	32,2282	29,2975	26,7411	24,5036
45	45,0000	40,2942	36,2444	32,7466	29,7148	27,0775	24,7750
46	46,0000	41,0928	36,8828	33,2575	30,1241	27,4057	25,0385
47	47,0000	41,8875	37,5150	33,7610	30,5256	27,7262	25,2946
48	48,0000	42,6783	38,1411	34,2573	30,9193	28,0390	25,5433
49	49,0000	43,4652	38,7611	34,7463	31,3055	28,3442	25,7849
50	50,0000	44,2483	39,3750	35,2282	31,6842	28,6422	26,0196
55	55,0000	48,1069	42,3566	37,5351	33,4715	30,0286	27,0964
60	60,0000	51,8722	45,1963	39,6797	35,0933	31,2568	28,0278
65	65,0000	55,5466	47,9007	41,6732	36,5651	32,3450	28,8336
70	70,0000	59,1323	50,4764	43,5265	37,9007	33,3091	29,5307
75	75,0000	62,6313	52,9294	45,2493	39,1127	34,1633	30,1337
80	80,0000	66,0459	55,2657	46,8508	40,2126	34,9201	30,6554
85	85,0000	69,3780	57,4907	48,3395	41,2107	35,5906	31,1066
90	90,0000	72,6295	59,6098	49,7235	42,1165	36,1846	31,4970
95	95,0000	75,8026	61,6280	51,0101	42,9384	36,7109	31,8347
100	100,0000	78,8990	63,5501	52,2060	43,6843	37,1772	32,1269

9. Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien

Tab. 9.A.12: Diskontierungsfaktor für progressiv steigende Kostenreihen DFAKRP (3;i;n) Steigerungsrate $r = 3 \% \text{ p.a.}$

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
1	1,00980	1,00488	1,00000	0,99517	0,99038	0,98565	0,98095
2	2,02951	2,01466	2,00000	1,98553	1,97125	1,95714	1,94322
3	3,05921	3,02936	3,00000	2,97111	2,94268	2,91470	2,88716
4	4,09901	4,04902	4,00000	3,95192	3,90477	3,85850	3,81312
5	5,14900	5,07365	5,00000	4,92800	4,85761	4,78877	4,72144
6	6,20928	6,10328	6,00000	5,89936	5,80128	5,70567	5,61246
7	7,27996	7,13793	7,00000	6,86603	6,73588	6,60942	6,48651
8	8,36113	8,17762	8,00000	7,82803	7,66150	7,50019	7,34391
9	9,45291	9,22239	9,00000	8,78539	8,57822	8,37818	8,18498
10	10,5554	10,2723	10,0000	9,73811	9,48612	9,24357	9,01002
11	11,6687	11,3272	11,0000	10,6862	10,3853	10,0965	9,81936
12	12,7929	12,3874	12,0000	11,6298	11,2758	10,9373	10,6133
13	13,9281	13,4527	13,0000	12,5688	12,1578	11,7659	11,3921
14	15,0745	14,5232	14,0000	13,5032	13,0313	12,5827	12,1560
15	16,2321	15,5989	15,0000	14,4332	13,8964	13,3877	12,9054
16	17,4010	16,6799	16,0000	15,3586	14,7531	14,1812	13,6406
17	18,5814	17,7661	17,0000	16,2796	15,6016	14,9633	14,3617
18	19,7734	18,8577	18,0000	17,1961	16,4420	15,7341	15,0691
19	20,9770	19,9545	19,0000	18,1082	17,2743	16,4939	15,7630
20	22,1925	21,0567	20,0000	19,0159	18,0986	17,2428	16,4437
21	23,4199	22,1643	21,0000	19,9192	18,9149	17,9810	17,1115
22	24,6593	23,2773	22,0000	20,8181	19,7235	18,7085	17,7665
23	25,9108	24,3958	23,0000	21,7127	20,5242	19,4256	18,4090
24	27,1747	25,5196	24,0000	22,6030	21,3172	20,1324	19,0393
25	28,4509	26,6490	25,0000	23,4890	22,1026	20,8291	19,6576
26	29,7396	27,7839	26,0000	24,3707	22,8805	21,5157	20,2642
27	31,0410	28,9243	27,0000	25,2481	23,6509	22,1925	20,8591
28	32,3551	30,0703	28,0000	26,1213	24,4139	22,8596	21,4428
29	33,6821	31,2218	29,0000	26,9903	25,1695	23,5172	22,0153
30	35,0222	32,3790	30,0000	27,8551	25,9179	24,1652	22,5769

Zinszeitraum n in Jahren	Zinssatz i in Prozent						
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0
31	36,3753	33,5418	31,0000	28,7157	26,6590	24,8040	23,1278
32	37,7417	34,7103	32,0000	29,5721	27,3931	25,4336	23,6682
33	39,1216	35,8845	33,0000	30,4244	28,1201	26,0542	24,1984
34	40,5149	37,0645	34,0000	31,2726	28,8401	26,6659	24,7184
35	41,9219	38,2501	35,0000	32,1167	29,5531	27,2687	25,2285
36	43,3427	39,4416	36,0000	32,9567	30,2594	27,8630	25,7289
37	44,7775	40,6389	37,0000	33,7927	30,9588	28,4487	26,2198
38	46,2263	41,8420	38,0000	34,6246	31,6515	29,0260	26,7013
39	47,6893	43,0510	39,0000	35,4525	32,3375	29,5950	27,1737
40	49,1666	44,2659	40,0000	36,2764	33,0170	30,1558	27,6370
41	50,6584	45,4867	41,0000	37,0963	33,6899	30,7086	28,0916
42	52,1649	46,7134	42,0000	37,9123	34,3563	31,2534	28,5375
43	53,6861	47,9462	43,0000	38,7243	35,0164	31,7905	28,9748
44	55,2223	49,1849	44,0000	39,5324	35,6701	32,3198	29,4039
45	56,7735	50,4297	45,0000	40,3366	36,3175	32,8415	29,8248
46	58,3399	51,6806	46,0000	41,1369	36,9587	33,3558	30,2376
47	59,9216	52,9376	47,0000	41,9333	37,5937	33,8626	30,6426
48	61,5189	54,2007	48,0000	42,7259	38,2226	34,3622	31,0399
49	63,1318	55,4700	49,0000	43,5147	38,8454	34,8546	31,4296
50	64,7606	56,7454	50,0000	44,2997	39,4623	35,3399	31,8119
55	73,1470	63,2167	55,0000	48,1679	42,4588	37,6641	33,6169
60	81,9526	69,8473	60,0000	51,9436	45,3140	39,8262	35,2564
65	91,1984	76,6413	65,0000	55,6290	48,0346	41,8375	36,7456
70	100,906	83,6025	70,0000	59,2262	50,6268	43,7086	38,0982
75	111,100	90,7353	75,0000	62,7374	53,0968	45,4491	39,3269
80	121,803	98,0437	80,0000	66,1646	55,4503	47,0683	40,4429
85	133,041	105,532	85,0000	69,5098	57,6928	48,5746	41,4566
90	144,840	113,205	90,0000	72,7749	59,8295	49,9758	42,3774
95	157,230	121,067	95,0000	75,9620	61,8655	51,2793	43,2137
100	170,239	129,122	100,000	79,0728	63,8054	52,4919	43,9734

10 Einsparpotenziale bei der Abwasserableitung

10.1 Regenwasserbewirtschaftung

Aus wasserwirtschaftlichen und auch aus wirtschaftlichen Gründen ist meist eine Regenwasserbewirtschaftung der Regenwasserableitung vorzuziehen.

Nach ATV-A 200 [ATV, 1997b] sind hier folgende Einsparpotenziale bei der Abwasserableitung gegeben:

- kritische Abgrenzung des öffentlich zu entsorgenden Gebietes (Herausnahme abgelegener Einzelanwesen, Befreiung vom Anschluss- und Benutzerzwang),
- Kanalisationssysteme nur für das Sammeln von Schmutzwasser vorsehen,
- Verringerung des Regenabflusses durch Entsiegelung von befestigten Flächen, Abkoppelung sämtlicher Flächen, die durch Versickerung oder durch direkte Einleitung in ein Gewässer entwässert werden können,
- Verringerung des behandlungsbedürftigen Niederschlagswassers (Maßnahmen der Vermeidung einleiten),
- Rückhaltung von Niederschlagswasser (natürliche Retentionsräume nutzen, ggf. auch Einrichtungen schaffen),
- Oberflächenwasser von Außengebieten der Kanalisation fernhalten,
- Ableitung von nicht behandlungsbedürftigem Niederschlagswasser über offene Gräben.

10.2 Einsparmöglichkeiten bei der Schmutzwasserableitung

Die nachfolgend aufgeführten Einsparmöglichkeiten für die Abwasserableitung im ländlichen Raum beschränken sich auf die Schmutzwasserableitung. Zum Teil sind die genannten Aspekte sicherlich diskussionswürdig, da sie u.a. insbesondere politische Schwierigkeiten bei der Umsetzung hervorrufen könnten.

Wirtschaftliche Optimierungen bei der Herstellung eines Schmutzwasserkanals sind im ländlichen Raum möglich durch:

- Reduzierung des Fremdwasseranfalls,
- Anwendung des geeigneten Ableitungsverfahrens (je nach Topographie oder Abfluss kann es insbesondere angebracht sein, Freigefälleentwässerung und Druckentwässerung innerhalb eines Entwässerungsgebietes zu kombinieren),
- Optimierung in Höhenlage und Trasse des Abwasserkanals:
 - Bündelung mit den Versorgungsleitungen in einem Graben (Kommunikation mit Versorgungsträgern),
 - Verlegung des Kanals in unbefestigte Seitenstreifen öffentlicher Wege (zweckmäßig insbesondere für Transportkanäle; vorhandene Versorgungsleitungen beachten),
 - Verkürzung der Leitungslängen der Sammel- und Transportkanäle durch Trassenführung auch über Privatgrundstücke (Gärten, Wiesen,

Äcker; Grunddienstbarkeiten eintragen lassen, Zugänglichkeit sicherstellen, Überbauung vermeiden!),

- bei Freigefällekanälen: Steilgefälle statt Absturztreppe (evtl. Anordnung eines Wirbelschachtes) sowie
- bei längeren Freigefällekanälen kann es wirtschaftlich sein, eine Zwischenpumpstation anzuordnen, um die Tiefe der Rohrgräben zu reduzieren,
- Verwendung von leicht zu verarbeitendem Rohrmaterial,
- Unterschreitung der nach den technischen Regelwerken geforderten Mindestrohrweiten (im Einzelfall prüfen),
- Optimierung der Schächte hinsichtlich Anzahl und Konstruktion:
 - Schächte nur in Verzweigungs- und Einmündungspunkten (Ausführung z.B. von horizontalen und vertikalen Richtungsänderungen innerhalb der Haltung); ansonsten: Einrichtung von Inspektionsöffnungen (DN 400 bis DN 600), die den ordnungsgemäßen Betrieb und die Wartung unter Berücksichtigung der verfügbaren technischen Inspektions- und Reinigungsgeräte gewährleisten,
 - Reduzierung der Schachtzahl durch Optimierung des Schachtabstands (zu berücksichtigen sind arbeits- und sicherheitstechnische Gesichtspunkte sowie die Sicherstellung einer ausreichenden Belüftung),
 - Verwendung möglichst wasserdichter korrosionsfester Schächte aus einem Stück oder mit nur wenig Fugen (beachte: Problem der Höhenanpassung von Fertigschächten an Geländeoberkante vor Ort) sowie
 - konstruktive Verkleinerung der Kontroll- und Pumpschächte auf das betrieblich notwendige Maß,
- Abweichung von den gebräuchlichen Standards beim Herstellen und Verfüllung der Rohrgräben:
 - kein setzungsfreies Verfüllen der Gräben sowie
 - geringere Breiten der Gräben und Arbeitsstreifen und
 - Anwendung automatisierter Techniken der Rohrverlegung.

Aufgrund seines je nach Anwendungsfall u.U. hohen Kosteneinsparungspotenzials wird der letztgenannte Aspekt nachfolgend näher dargestellt.

10.2.1 Übersicht

Grundsätzlich können drei Verlegeverfahren unterschieden werden:

- Grabenaushub,
- Fräsverfahren und
- Pflugverfahren

In Sonderfällen (z.B. Querung von Verkehrswegen und Gewässern) kommen auch Rohrvortriebsverfahren (Bohren, Pressen) zum Einsatz. Einzelheiten enthält das Arbeitsblatt ATV-A 125 [DWA, 2008a].

Der **Grabenaushub** stellt die konventionelle, offene Bauweise dar. Dabei wird mit Baggern ein Rohrgraben auf entsprechende Tiefe mit ausreichender Breite ausgehoben (im ländlichen Raum i.d.R. Kleinbagger mit Grabenlöffel). Ein Arbeitsraum ist vorzusehen. Falls im Untergrund Fels oder steiniger Boden ansteht, ist das Leitungsrohr allseitig in Sand zu betten. Beim Grabenverbau ist insbesondere die DIN 4124 „Baugruben und Gräben“ [DIN, 2012b] zu beachten.

Bei den **Fräs- und Pflugverfahren** handelt es sich um **automatisierte Verlegeverfahren**. Gegenüber der konventionellen Bauweise durch Grabenaushub können diese Verfahren je nach Anwendungsfall deutlich wirtschaftlicher sein. Beide Verfahren sind besonders für ländliche Gebiete mit geringer Einwohnerdichte geeignet, wo große Rohrleitungslängen mit wenig Anschlüssen erforderlich sind. Vor dem Beginn der Einbauarbeiten müssen die genaue Lage von kreuzenden Leitungen und die Untergrundverhältnisse der Leitungstrasse bekannt sein.

10.2.2 Fräsverfahren

Das Fräsverfahren besteht aus einer selbstfahrenden Fräs- und Verlegeeinheit, die auf einem geländegängigen Fahrzeug befestigt ist, und einem zweiten, nachgeschalteten Fahrzeug mit einer Wiederverfüll- und Verdichtungseinheit (Abb. 10.1). Das vom Fräsrاد bzw. der Fräskette zerkleinerte Aushubmaterial wird seitlich ausgeworfen.

In Abhängigkeit vom Rohrdurchmesser werden Gräben mit einer Breite ab 20 cm gefräst. Die Höhe der Grabensohle wird mithilfe einer lasergestützten Steuerung eingestellt, sodass auch die Verlegung von Freigefälleleitungen möglich ist.

Der seitlich entlang der Leitungstrasse vorgelegte und zusammengeschweißte Rohrstrang aus Polyethylen ho-

her Dichte wird über einen Verlegekasten in den Rohrgraben abgelegt und das Trassenwarnband eingezogen. Bei Bedarf kann das Rohr während des Einbauvorgangs über einen Trichter mit Rollkies oder Sand umhüllt werden.

Der Erdaushub wird anschließend in zwei Lagen über Axialschnecken in den Graben transportiert und mit einem Stampfer und dem Eigengewicht der Wiederverfüll- und -verdichtungseinheit verdichtet.

Übliche Anwendungsgrenzen von Fräsverfahren gehen aus Tab. 10.1 hervor.

Tab. 10.1: Anwendungsgrenzen für Fräsverfahren [Günther et al., 2000]

Einsatzbereiche:	ländlich strukturierte Gebiete, Wasserschutzgebiete; Verlegung unterhalb des Grundwasserspiegels möglich
Leitungsart:	Druckleitung (alle Bodenarten); Freispigelleitungen (nur bei standfesten bindigen Böden)
Rohraußendurchmesser:	bis 355 mm
Rohrmaterial:	PE 80, PE 100, PE-X
Rohrschutz:	Einbringen von Rohrschutzmaterialien möglich
Verlegetiefe:	Radfräse: bis 1,6 m; Kettenfräse: bis 1,9 m
Bodenklasse (DIN 18300 [DIN, 2010a]):	(2) 3 (leicht lösbare Bodenarten) – 6 (leicht lösbarer Fels); abhängig vom Fräskopf
Verlegeleistung:	200 bis 500 m/d – abhängig von Rohrdurchmesser, Bodenklasse, Fräskopf und Verlegetiefe

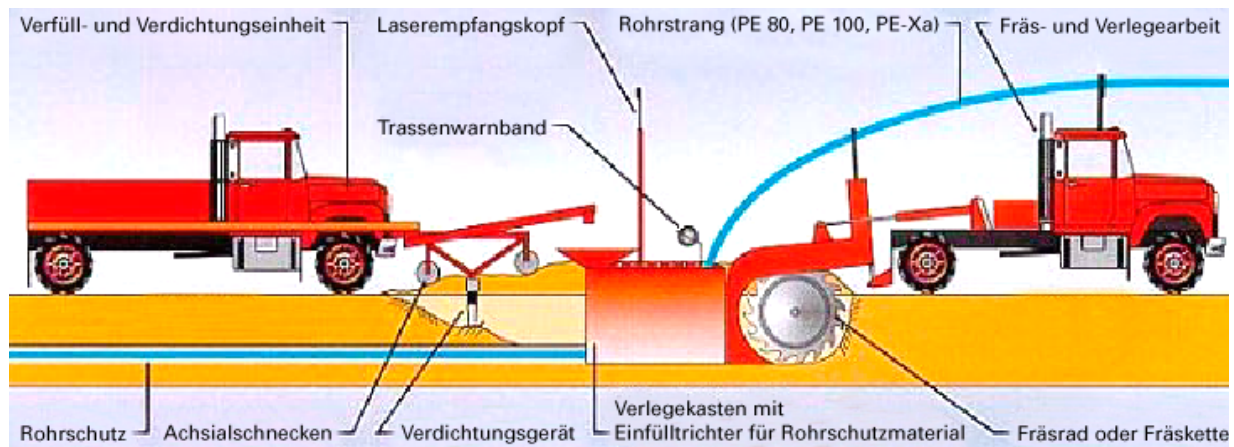


Abb. 10.1: Beispiel für ein Fräsverfahren ([WWA Aschaffenburg, 2003], Internet – <http://www.bayern.de/wwa-ab/Service/infomaterial/infomaterial.htm>)

10.2.3 Pflugverfahren

Das Einpflügen von Rohren kann zu den **grabenlosen** Verlegeverfahren gezählt werden. Dabei wird mit Hilfe eines Verdrängerteils ein Schlitz geformt, in den das Rohr sofort eingezogen und abgelegt wird. Je nach Standfestigkeit des anstehenden Bodens neigt sich das Erdreich von oben her und der Schlitz wird geschlossen.

Es existieren im wesentlichen zwei Pflugverfahren: **Verlegepflug** und **Raketenspflug**. Sie besitzen keinen eigenen Antrieb und werden deshalb über eine Seilwinde, die auf einem Zugfahrzeug befestigt ist, gezogen (Abb. 10.2). Das Pflugschwert wird am Trassenbeginn in eine Startgrube auf Höhe der Verlegetiefe eingesetzt. Durch die Zugkraft des Seiles verdrängt das Pflugschwert das Erdreich im Bereich der Leitungszone und glättet durch sein hohes Eigengewicht die Rohrgrabensole. Dadurch wird ein steinfreier Hohlraum für das Rohr erzeugt.

Verlegepflug und Raketenspflug unterscheiden sich hinsichtlich der Einführung des Rohres in das Erdreich: Beim **Verlegepflug** wird das Rohr über den Rohreinführschacht des Pflugschwerts auf der Grabensohle in der gewünschten Tiefe spannungsfrei abgelegt. Beim **Raketenspflug** wird das Rohr direkt an ein Verdrängerteil montiert und in den damit geschaffenen Hohlraum eingezogen. Mit dem Verdrängerteil können Hohlräume bis zu 400 mm Durchmesser hergestellt werden. Ansonsten entspricht der Raketenspflug in der Maschinenteknik dem Verlegepflug.

Bei beiden Verfahren kann die Verlegetiefe mit einem Rundumlaser kontrolliert werden. Eine exakte Höhensteuerung ist bei Pflugverfahren **nicht** möglich.

Der Verlegepflug ist in der Lage, mehrere Leitungen parallel in einem Arbeitsgang einzupflügen. Direkt über

der verlegten Leitung wird in einem seitlichen Schlitz im selben Arbeitsgang das Trassenwarnband eingezogen. Der durch den Verdrängungsvorgang an der Geländeoberkante entstandene Aufwurf wird abschließend wieder geglättet und der Schlitz von oben her verschlossen.

Es besteht außerdem die Möglichkeit, das Rohr einzusanden. Dabei wird über einen direkt am Pflug angehängten Sandwagen kontinuierlich Sand über eine Einfüllvorrichtung zugegeben, bevor das Rohr auf der Schlitzsohle abgelegt wird. Dadurch wird eine das Rohr komplett umhüllende Sandbettung erzielt.

Die Rohrleitung wird beim Verlegepflug entweder parallel zur Trasse ausgelegt und vor Ort verschweißt oder auf einer Trommel mitgeführt und synchron zum Pflugvortrieb verlegt. Beim Raketenspflug wird das ca. 200 m lange, vorgeschweißte Kunststoffrohr am Startschacht ausgelegt und mit dem Pflugvortrieb mitgezogen. Als Leitungsmaterial für Abwasserleitungen werden Rohre aus PE 80, PE 100 oder PE-X verwendet. Bei unsicheren Bodenverhältnissen beim Raketenspflugverfahren ist die Verwendung eines ummantelten Rohres möglich.

Mit diesen Verfahren werden bis jetzt **ausschließlich Druckleitungen** eingebaut.

Der Einsatz des Pflugverfahrens hat sich beim Rohreinstbau unter dem Grundwasserspiegel als sehr wirtschaftlich und umweltschonend erwiesen.

Das Gelände muss unbefestigt sein, und es sollten keine größeren Hindernisse vorhanden sein. Das Kreuzen kleiner Gewässer und das Verlegen von Rohren in Böschungen stellen aufgrund der Pflugkonstruktion mit allseitig verstellbaren Radauslegern keine technischen Probleme dar.

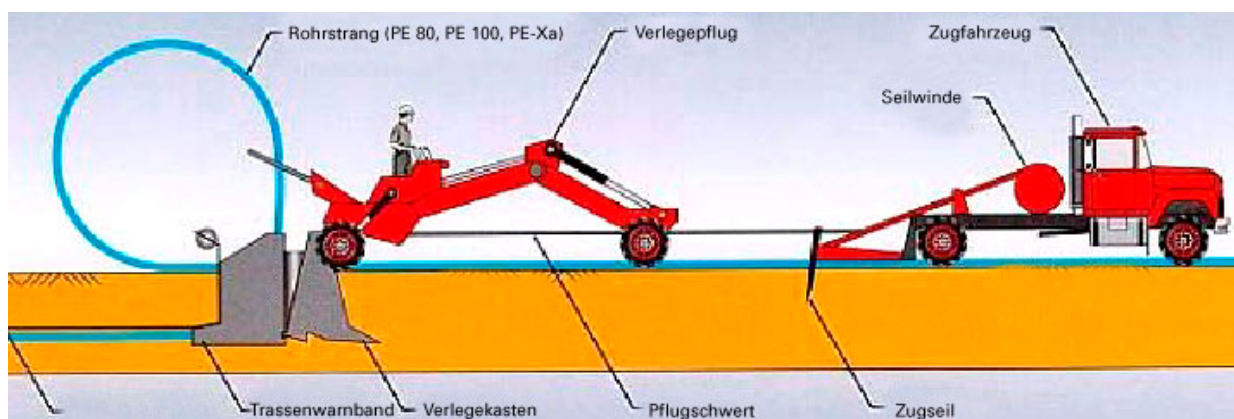


Abb. 10.2: Rohreinstbau mit dem Verlegepflug ([WWA Aschaffenburg, 2003], Internet – <http://www.bayern.de/wwa-ab/Service/infomaterial/infomaterial.htm>)

Tab. 10.2: Anwendungsgrenzen für Pflugverfahren [Günther et al., 2000]

	Verfahren	Anwendungsgrenzen
Einsatzbereich:	Verlegepflug	ländliche Gebiete, Wasserschutzgebiete, Moore; Verlegung unterhalb des Grundwasserspiegels möglich
	Raketenpflug	
Leitungsart:	Verlegepflug	Druckleitung
	Raketenpflug	
Rohraußendurchmesser:	Verlegepflug	bis 180 mm
	Raketenpflug	PE-HD bis 355 mm; GGG bis 300 mm
Rohrmaterial:	Verlegepflug	PE 80, PE 100, PE-X
	Raketenpflug	PE 80, PE 100, PE-X, GGG
Rohrschutz:	Verlegepflug	Entsprechend Boden und Rohrmaterial möglich
	Raketenpflug	Einbau eines Rohrschutzes möglich (z.B. Sand, Bentonit)
Verlegetiefe:	Verlegepflug	bis 1,90 m
	Raketenpflug	bis 1,80 m
Bodenklasse (DIN 18300 [DIN, 2010a]):	Verlegepflug	2 (fließende Bodenarten) – 5 (schwer lösbar Bodenarten)
	Raketenpflug	
Verlegeleistung:	Verlegepflug	bis ca. 2.400 m/d – abhängig von Rohrdurchmesser, Bodenart und Verlegetiefe
	Raketenpflug	bis ca. 1.600 m/d – abhängig von Rohrdurchmesser, Bodenart und Verlegetiefe

Das Pflugverfahren kann in den Bodenklassen 2 bis 5 nach DIN 18300 [DIN, 2012a] angewendet werden. Voraussetzung für die Verdrängungsfähigkeit von Böden ist eine günstige Abstufung des Bodengemisches, damit Hohlräume grober Fraktionen durch Körner einer feineren Kornfraktion ausgefüllt werden. Zu den gut verdrängbaren Bodenarten zählen gemischtkörnige Böden (Kies-Schluff-Gemische GU, Kies-Ton-Gemische GT, Sand-Schluff-Gemische SU, Sand-Ton-Gemische ST) in lockerer Lagerung, da Poren vorhanden sind, in die Feinkornanteile umgelagert werden können. Schlecht verdrängbar sind enggestufte Böden (Kies GE, Sand SE), gemischtkörnige Böden in dichter Lagerung und feinkörnige Böden mit einer geringen Wasserdurchlässigkeit, deren Poren mit Wasser gesättigt sind. Das kapillar gebundene Wasser kann aus den Feinporen nicht verdrängt werden.

Unter Umständen ist in schwer pflügbaren Böden ein Vorpflügen notwendig. Hierdurch kann das Erdreich aufgelockert und beim zweiten Arbeitsgang das Rohr eingezogen werden.

Bei Einsatz des Pfluges im Bereich des Straßenbanketts kann es u.U. zu Hebungen oder Senkungen des Straßenkörpers kommen (seitliche Verdrängung des Erdreichs, Bildung von Gleitflächen in den Randzonen des nicht bindigen Straßenunterbaus). Daher sollte ein Sicherheitsabstand von ca. 1,50 m vom Straßenrand eingehalten werden. Einpflügen von Leitungen in den Straßenunterbau gefährden den Straßenkörper und zwingen zur Ausbesserung der beschädigten Straße.

In Tab. 10.2 sind die Anwendungsgrenzen der beiden Pflugverfahren zusammengestellt.

10.2.4 Grabenaushub und automatisierte Verlegeverfahren im Kostenvergleich

Beim **Fräsverfahren** besteht ein deutlicher wirtschaftlicher Vorteil gegenüber dem konventionellen Grabenaushub in dem schmalen Graben und der sich daraus ergebenden geringen Erdbewegung. Durch Zerkleinerung des abgefrästen Erdmaterials kann es wieder zur Grabenverfüllung eingebaut werden. Beim **Pflugverfahren** werden durch die Bodenverdrängung keine Bodenschichten vermischt oder ausgetauscht. Die Erdbewegung ist minimal. Benötigt werden nur Startgruben, Zielgruben und Gruben für Sonderbauwerke. Ein vorheriger Humusabtrag entfällt. Der Eingriff in die Landschaft ist i.a. gering, sodass Rekultivierungsmaßnahmen kaum erforderlich sind.

Sowohl beim **Fräs- als auch beim Pflugverfahren** entfällt der Grabenverbau. Ebenfalls unnötig ist die Notwendigkeit einer Wasserhaltung bei einer Rohrverlegung unter dem Grundwasserspiegel.

Beim **Fräsverfahren** ergeben sich weitere wirtschaftliche Vorteile: Zum einen kann durch die Lasersteuerung eine hohe Verlegegenauigkeit erreicht werden. Zum anderen können durch die offene Bauweise etwaige Schäden, die an bereits bestehenden Leitungen, z.B. Dränagen, verursacht werden, erkannt und behoben werden.

Demgegenüber wirkt sich beim **Pflugverfahren** der erhöhte Aufwand bei der Spartensuche wirtschaftlich nachteilig aus. Leitungen und Dränagen, die im Bereich der Leitungstrasse liegen, müssen vorher genau bekannt sein, um eine Beschädigung durch den Pflug zu verhindern. Der wirtschaftliche Erfolg wird daher durch erhöhte Planungskosten (Bodenaufschlüsse, genaue Er-

kundung von Sparten) reduziert. Zur Freilegung bzw. Reparatur von kreuzenden Leitungen sowie zur Erstellung einer Start- und Zielgrube ist ein Bagger erforderlich, wodurch ebenfalls der Kostenvorteil gemindert wird. Bei unzureichender Zugkraft kann es in schwierigen Bodenverhältnissen zu einer vertikalen Höhenabweichung des Pflugschwertes kommen. Dadurch kann die Verlegetiefe nicht immer eingehalten werden, wodurch Nacharbeiten an der Leitung notwendig werden können.

Tab. 10.3 listet zusammenfassend auf, welche Möglichkeiten der Kosteneinsparung sich bei der Verwendung automatisierter Verlegemethoden im Vergleich zur herkömmlichen Verlegung mit dem Bagger ergeben können.

Tab. 10.3: Kosteneinsparpotenziale bei Verwendung automatisierter Verlegemethoden im Vergleich zur herkömmlichen Verlegung ([Günthert und Walther, 1997], verändert)

	Bagger	Fräse	Pflug
Erdaushub	o	+	++
Deponierung von Erdaushub	o	+	++
Wasserhaltung	o	++	++
Baugrubensicherung	o	++	++
Sparten	+	+	o
Wahl eines geeigneten Rohrmaterials, um in Abhängigkeit von den vorhandenen Bodenverhältnisse evtl. auf eine Sandeinbettung, Verfüllung und Verdichtung des Rohrgrabens in unbefestigten Flächen zu verzichten	++	++	++

o = kein oder nur geringes Einsparpotential

+ = Einsparpotential vorhanden

++ = hohes Einsparpotential

[Günthert et al., 2000] berichten über eine Studie in Bayern, wonach Pflug- und Fräsverfahren um 40 % günstiger als die Rohrverlegung in Grabenbauweise ist. Bei günstigen Verhältnissen bzgl. Trassenverlauf, Bodenart, Leitungskreuzungen etc. können z.T. auch Ersparnisse von 50 % erzielt werden.

10.3 Sanierungsplanung von Entwässerungssystemen

10.3.1 Einführung

Entwässerungssysteme zeichnen sich durch hohe und langfristige Kapitalbindung aus. Investitionen in diese Infrastruktur erfordern daher eine besondere Qualität der Planung und Entscheidung, denn nicht optimales Handeln kann sowohl beim Neubau als auch bei der Sanierung zu einem erheblichen Fehleinsatz von Finanzmitteln führen, der sich nicht mehr beheben lässt. Dies gilt auch für nicht rechtzeitig durchgeführte Sanierungsmaßnahmen (kostengünstige Behebung von Anfangsschäden, Vermeidung vorzeitiger Erneuerungsmaßnahmen), wodurch sich der künftige Investitionsbedarf in unwirtschaftlicher Weise erhöht.

Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen haben somit grundsätzlich einen hohen Stellenwert in den Planungs- und Entscheidungsprozessen im hier angesprochenen Bereich des Erhaltungsmanagements von Kanalnetzen. Der generellen Forderung nach wirtschaftlichem Vorgehen verleiht das hohe Risikopotenzial damit besonderen Nachdruck. Dabei ist auch zu bedenken, dass es in der heutigen Situation teilweise noch einer intensiven Überzeugungsarbeit bedarf, um Netzbetreibern den Vorteil einer systematischen Betrachtungsweise zu verdeutlichen. Neben der Entscheidungsfindung zum kostenoptimalen Einsatz von Verfahren zur Reparatur, Renovierung und Erneuerung im Rahmen der langfristigen Substanzerhaltung einzelner Haltungen oder Teilnetze stehen die strategischen Effizienzbetrachtungen zur bestmöglichen Verwendung begrenzter Finanzmittel bzw. zur Ermittlung des ökonomisch sinnvoller Weise abzudeckenden Finanzbedarfs.

Das grundlegende methodische Rüstzeug liefert die in Kap. 9 *Dynamischer Kostenvergleich nach KVR-Leitlinien* behandelte dynamische Kostenvergleichsrechnung in Verbindung mit den für Sanierungsplanungen speziellen Datenanforderungen. Zu dieser vorgelagerten Datenbasis gehören insbesondere die Informationen über den Kanal-/Netzzustand, die Zustandsprognose und die Abschätzung der Interventionszeitpunkte, die sich aus der Entwicklung von Reparatur- und Substanzschäden sowie notwendigen Funktionsanpassungen ableiten.

Dieses Kapitel zielt im Wesentlichen darauf ab, für die Hauptanwendungsfälle der Sanierungspraxis das notwendige Rüstzeug für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zu behandeln. Es wird daher insbesondere auf die Fragestellungen bei Freispiegelkanälen eingegangen, es liefert aber auch das benötigte Basiswissen, um sich mit dieser Thematik bei Druckleitungen zu befassen.

10.3.2 Spezielle Grundlagen für Wirtschaftlichkeitsrechnungen bei Sanierungsplanungen für Entwässerungssysteme

10.3.2.1 Kanal-/Netzzustand

Die Inspektion auch der nicht begehbaren Kanalquerschnitte hat erst mit der verbindlichen Einführung der Eigenkontrollverordnungen einen systematischen Umfang angenommen. Aufgrund der fortgeschrittenen Technologien ist es heute möglich, sich ein sehr genaues Bild vom Zustand eines Kanals zu verschaffen. Dies gilt besonders dann, wenn nach einer Erstinspektion bereits Ergebnisse einer Folgeinspektion vorliegen.

10.3.2.2 Zustandsprognose

Bei der Beurteilung eines Schadensbildes im Rahmen der Sanierungsplanung ergeben sich zwei grundlegende Fragen: Wann sind die einzelnen Schäden entstanden und was sind die Schadensursachen? Für die Beurteilung des Alterungsverhaltens ist es von Interesse, ob es sich um Anfangsschäden handelt oder um solche, die erst im Laufe der Zeit entstanden sind und sich der Prozess noch weiter fortsetzt. Häufig wird es schwierig sein, hierauf eine befriedigende Antwort zu bekommen.

Je nach Datenlage ergeben sich damit drei in ihrer Informationsqualität abgestufte Möglichkeiten, zu einer Zustandsprognose zu gelangen:

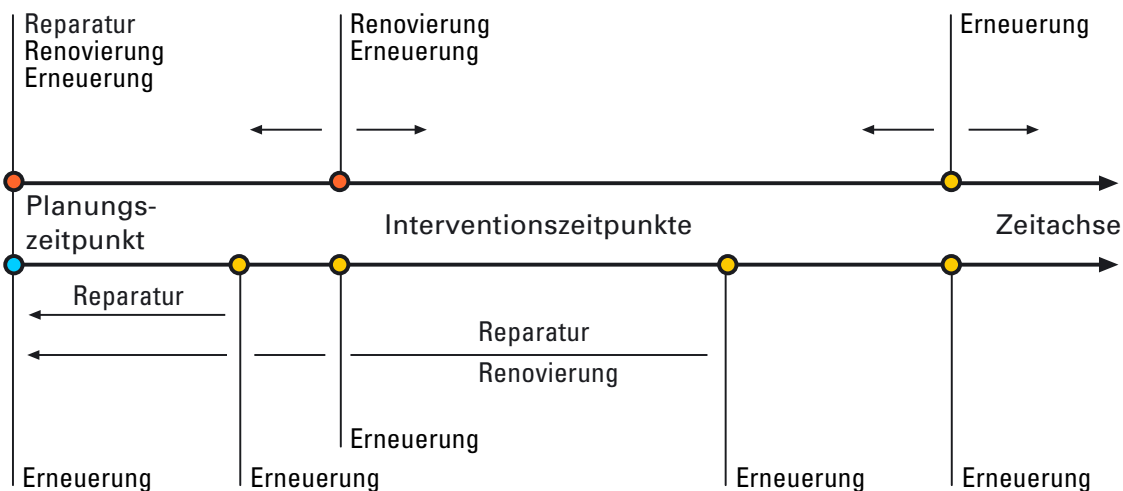
- Im günstigsten Fall lassen sich haltungsspezifische Aussagen machen.
- Ist dies nicht möglich, so kann man die Erfahrungen mit ähnlich gelagerten Situationen in anderen Haltungen heranziehen.
- Schließlich liefert das statistische Alterungsmodell für das Kanalnetz Informationen, die für die Aufstellung der Zustandsprognose herangezogen werden können.
- Grundsätzlich gilt: Je unsicherer die Planungsannahmen sind, desto größere Bedeutung erlangt die Durchführung von Empfindlichkeitsprüfungen!

10.3.2.3 Interventionszeitpunkte

Anlagen zur Abwasserentsorgung unterliegen einer materiellen und einer immateriellen (auch funktionale oder

moralische) Alterung. Während die materielle Alterung den baulichen Zustand beschreibt, lässt die immaterielle Alterung Aussagen zur Funktionserfüllung (wie ausgelastet, überlastet, unterlastet) zu. Aus der Zustandsprognose ergeben sich die Zeitpunkte für Sanierungsmaßnahmen, die ihre Ursache allein im Alterungsprozess haben. Dem kann sich ein notwendiger Handlungsbedarf überlagern, der aus dem Bedarf einer Funktionsanpassung resultiert. Dabei geht es nicht nur um Funktionsdefizite, die im Planungszeitpunkt eine Intervention vorliegen, sondern auch um später anstehende Anpassungen. Das heißt, prognostische Überlegungen sind zum Auffinden langfristig optimierter Sanierungskonzepte ebenso in dieser Richtung angezeigt. In *Abb. 10.3* sind beide Fälle skizziert, nämlich die Situation, in der keine Funktionsanpassungen erforderlich sind und diejenige mit solchen Anpassungen. Je nachdem, wo die Interventionszeitpunkte liegen, werden unterschiedliche Sanierungsverfahren einzusetzen sein (siehe *Abb. 10.3*).

Keine Funktionsanpassung erforderlich (allein Alterungsprozess maßgeblich)



Funktionsanpassung zu verschiedenen Prognosezeitpunkten

Abb. 10.3: Alternative Sanierungskonzepte ohne und mit notwendiger Funktionsanpassung

10.3.2.4 Alternativenbetrachtungen

In der ganz überwiegenden Zahl von Wirtschaftlichkeitsrechnungen wird es sich um alternative Lösungen bei Freispiegelkanälen handeln. Es kann aber auch vorkommen, dass Freispiegelkanäle mit Druckleitungen zu vergleichen sind. In diesem Fall sehen die zu vergleichenden Kostenstrukturen etwas umfassender aus, denn die Alternativen unterscheiden sich nicht nur in den Investitionskosten sondern auch in den laufenden Kosten.

Vergleicht man allein Freispiegelkanäle, so wird im Normalfall auf eine Einbeziehung der laufenden Kosten verzichtet, da von der Annahme ausgegangen wird, dass diese für die betrachteten Alternativen gleich hoch

sind. Will der Planer in begründeten Fällen davon abweichen, so kann er dies erreichen, indem er die Differenz der laufenden Kosten bei der im Betrieb kostenintensiveren Alternative ansetzt.

Hinzuweisen ist auch noch auf die Wirtschaftlichkeitsrechnungen beim Vergleich von offenen und geschlossenen Bauweisen, wenn man neben den direkten Kosten des Projektträgers auch die indirekten berücksichtigt. Hierzu hat die Deutsche Gesellschaft für grabenloses Bauen und Instandhalten von Leitungen e.V. (GSTT) eine Informationsschrift (Nr. 11, Oktober 1999) herausgegeben [GSTT, 1999]. Diese geht insbesondere auf die indirekten Kosten ein (Oberflächenfol-

gekosten, Kosten durch Verkehrsbeeinträchtigungen, Kosten durch Auswirkungen auf den Bewuchs, Beeinflussung des Einzelhandels) und stellt die Ergebnisse der Kostenvergleichsrechnungen von vier Fallbeispielen vor.

Schließlich können Alternativenbetrachtungen entstehen, wenn es darum geht, vorzeitige Sanierungsmaßnahmen zu beurteilen. Dieser Fall tritt bei möglicher Koppelung mit Vorhaben Dritter auf, etwa bei anstehenden Straßenbau- oder anderen Leitungsbauprojekten. Hier ist zu prüfen, ob sich die erzielbaren Kostensparnisse bei sofortiger Investition gegenüber den sonst höheren, dafür aber später anfallenden Investitionen wirtschaftlich rechtfertigen lassen.

Abschließend sei vorsichtshalber noch auf eine Selbstverständlichkeit hingewiesen: In jede Wirtschaftlichkeitsrechnung dürfen nur alternative Lösungsansätze und Verfahren einbezogen werden, deren Eignung im konkreten Anwendungsfall gegeben ist und für deren Einsatz die speziellen Voraussetzungen vorliegen. Die Prüfung der technischen Machbarkeit ist eine im Vorfeld der Wirtschaftlichkeitsrechnung zu erledigende Aufgabe.

10.3.2.5 Nutzungsdauern

Die in der Anlage *Anlage 9.A.1 Durchschnittliche Nutzungsdauern abwasserwirtschaftlicher Anlagen [LAWA, 2005]* zusammengestellten durchschnittlichen Nutzungsdauern verschiedenster Bestandteile abwassertechnischer Anlagen enthalten auch Angaben für Reparatur- und Renovierungsverfahren im Bereich der Kanalsanierung.

Konkret kommt es auf das jeweilige Einzelverfahren an. Bei den Reparaturverfahren, die der Behebung örtlich begrenzter Schäden dienen, werden als technische Nutzungsdauern beispielsweise Zeitdauern genannt, die zwischen 2–5 Jahren (Muffeninjektionsverfahren) und 10–15 Jahren (höherwertige Reparaturverfahren) liegen. Die Renovierungsverfahren decken in etwa eine Spanne zwischen 25 und maximal 50 Jahren ab. Einen ganz wesentlichen Faktor stellt bei diesen Betrachtungen die Qualitätssicherung während der Durchführung der Baumaßnahmen dar. Bei Kanalerneuerungen wird üblicher Weise mit durchschnittlichen Nutzungsdauern zwischen 50 und 80 Jahren gerechnet. Dies ist keine vom Werkstoff unabhängige Angabe. Vielmehr ist es Aufgabe des Planers, bei der Wahl der Nutzungsdauer alle Einflussfaktoren in seinem speziellen Anwendungsfall mit einzubeziehen.

Die tatsächliche Nutzungsdauer kann kürzer sein, wenn zwischenzeitlich Funktionsanpassungen erforderlich werden. Die Festlegung des Untersuchungszeitraumes leitet sich aus den jeweiligen Nutzungsdauern der in den zu vergleichenden Sanierungskonzepten angesetzten Verfahren ab (siehe nachfolgendes Beispiel).

10.3.3 Beispiel zur Kostenvergleichsrechnung bei Kanalsanierungen

Um die grundlegenden Aspekte der Wirtschaftlichkeitsrechnung bei Kanalsanierungen am praktischen Re-

chenbeispiel zu verdeutlichen, beschränkt sich die nachfolgende Betrachtung auf eine einzelne Haltung. Zunächst wird der Fall aufgezeigt, in dem eine einfache Kostenvergleichsrechnung erfolgen und eine eindeutige Auswahl getroffen werden kann. Die daran anschließende Empfindlichkeitsprüfung stellt das generell zielführende Vorgehen dar, zudem auch die Entscheidungssituation, die bei einer beschränkten Verfügbarkeit von Finanzmitteln für Sanierungsmaßnahmen auftritt.

10.3.3.1 Berechnungsgrundlagen

Haltungscharakterisierung

Länge 57 m
max. Tiefe 4,8 m
DN 500
Material AZ
Kanalsystem KS
Lage im Grundwasser
Baujahr 1960

Zustand

In der Haltung bestehen mehrere Querrisse, an denen Wasser eindringt. Auf einer Länge von 1 m befinden sich verfestigte Ablagerungen. Es ist eine sofortige/kurzfristige Sanierung vorgesehen.

Sanierungsalternativen

Eine gegenwärtige bzw. zukünftige Funktionsanpassung ist nicht ersichtlich. Die Zustandsprognose für die Haltung lässt eine notwendige Renovierung in 15 und eine Erneuerung in 40 Jahren erwarten. Damit stehen zwei alternative Sanierungskonzepte zur Verfügung:

- A1: Reparatur (Rp) gefolgt von Renovierung (Rn)
- A2: sofortige Renovierung (Rn)

Investitionskostenermittlung

1. $IK_{Rp} = 9.000 \text{ €}$
2. $IK_{Rn} = 13.500 \text{ €}$

Nutzungsdauern

Reparatur:

1. $n_{Rpmax} = 10\text{--}20 \text{ Jahre}$
2. $n_{RpA1} = 15 \text{ Jahre}$

Renovierung:

1. $n_{Rnmax} = 40 \text{ Jahre}$
2. $n_{RnA1} = 25 \text{ Jahre}$
3. $n_{RnA2} = 40 \text{ Jahre}$

Untersuchungszeitraum: 40 Jahre

10.3.3.2 Durchführung des Wirtschaftlichkeitsvergleichs

Praktischer Hinweis: Es empfiehlt sich, grundsätzlich die Kostenreihen der zu vergleichenden Alternativen grafisch darzustellen (*Abb. 10.4*). Neben der Überprüfung der Kostenermittlung auf Vollständigkeit lässt sich die zweckmäßigste Wahl der Länge des Untersuchungszeitraumes leichter treffen.

Berechnung der jährlichen Kapitalkosten

A1: Reparatur:

$$AN_{A1Rep} = 9.000 \cdot KFAKR(3;15) = 9.000 \cdot 0,08377 = 754 \text{ €/a}$$

Renovierung:

$$AN_{A1Ren} = 13.500 \cdot KFAKR(3;25) = 13.500 \cdot 0,05743 = 775 \text{ €/a}$$

A2: Renovierung:

$$AN_{A2Ren} = 13.500 \cdot KFAKR(3;40) = 13.500 \cdot 0,04326 = 584 \text{ €/a}$$

Vergleich der Jahreskosten

$$AN_{A2} = 584 \text{ €/a} < AN_{A1Rep} = 754 \text{ €/a} < AN_{A2Ren} = 775 \text{ €/a}$$

Alternative 2 mit sofortiger Renovierung ist wesentlich wirtschaftlicher.

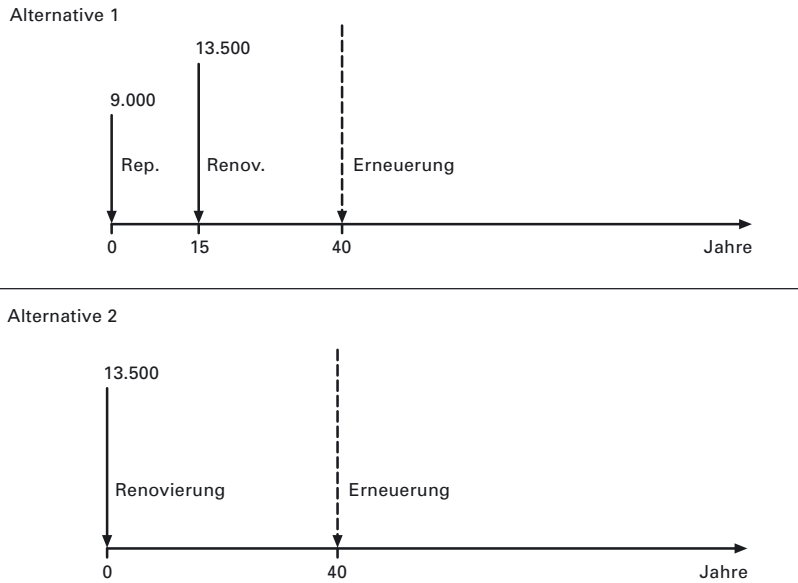


Abb. 10.4: Darstellung der Kostenreihen für die Alternativen A1 und A2

10.3.3.3 Empfindlichkeitsprüfung

Parameteränderungen

Es soll die Wirtschaftlichkeit unter folgenden Annahmen überprüft werden:

$$n_{RptA1} = 10 \text{ Jahre}$$

$$n_{Rntmax} = n_{RntA1} = n_{RntA2} = 30 \text{ Jahre}$$

$$IK_{En} = 50.000 \text{ €}$$

$$n_{Ent} = 60 \text{ Jahre}$$

$$\text{Untersuchungszeitraum} = 110 \text{ Jahre}$$

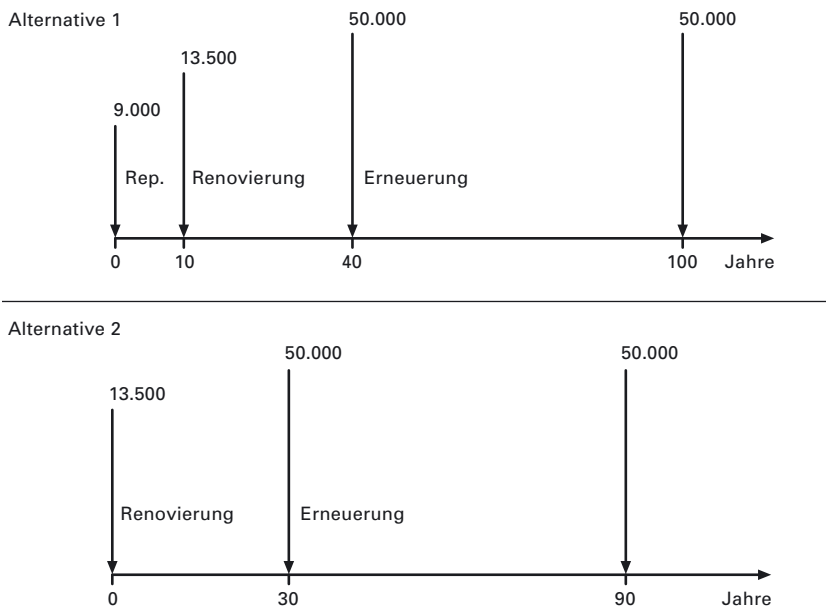


Abb. 10.5: Darstellung der Kostenreihen für die Alternativen A1 und A2 beim gewählten Szenario der Empfindlichkeitsprüfung

Berechnung der Kostenbarwerte über ihre zeitlicher Entwicklung

A1		Summe in €
0-10	9.000	9.000
10-40	$13.500 \cdot D_{FAKE}(3;10)$ $13.500 \cdot 0,74409 = 10.045$	19.045
40-100	$50.000 \cdot D_{FAKE}(3;40)$ $50.000 \cdot 0,30656 = 15.328$	34.373
>100	$50.000 \cdot D_{FAKE}(3;100)$ $50.000 \cdot 0,05203 = 2.602$	36.975
A2		Summe in €
0-30	13.500	13.500
30-90	$50.000 \cdot D_{FAKE}(3;30)$ $50.000 \cdot 0,41199 = 20.600$	34.100
> 90	$50.000 \cdot D_{FAKE}(3;90)$ $50.000 \cdot 0,06993 = 3.497$	37.597

Vergleich der Kostenbarwerte über ihre zeitliche Entwicklung

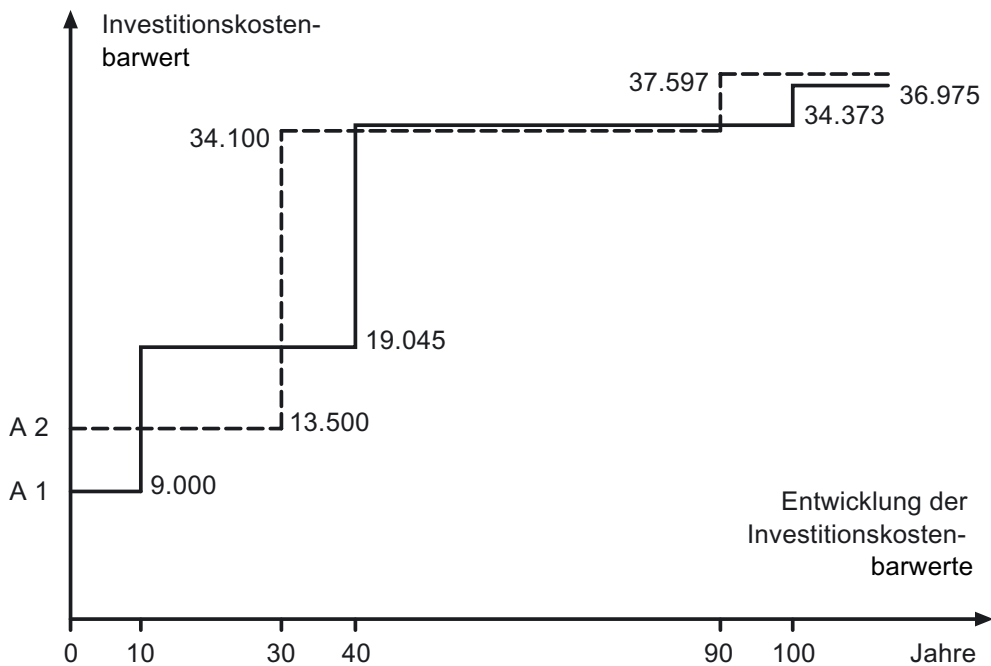


Abb. 10.6: Zeitliche Entwicklung der Investitionskostenbarwerte für die Alternativen A1 und A2

Mit den Annahmen dieser Empfindlichkeitsprüfung würde auch eine Sanierungsstrategie mit der Maßnahmenfolge

1. Reparatur,
2. Renovierung,
3. Erneuerung

eine wirtschaftlich vertretbare Lösung darstellen. Hier wird gegebenenfalls die mittel- bis langfristige Finanz-

planung für die Entscheidungsfindung von Bedeutung sein.

Weitere Literatur zu Kapitel 10: [ATV, 1992a], [ATV, 1995], [ATV, 1997a], [ATV, 1997b], [ATV-DVWK, 2001a], [ATV-AG 1.1.6, 1987], [Bahlo und Wach, 1992], [ATV-DVWK, 2000c], [ATV-DVWK, 2000a], [ATV-DVWK, 2002a], [DIN, 1998], [Dippold und Schütte, 2000], [Walther und Günthert, 1999], [IBB, 1999], [UVM, 2000].

11 Individuelle Systeme: Bedarf und Potenzial

11.1 Bedarf an individuellen Abwasserentsorgungssystemen

11.1.1 Bedarf in Deutschland

Ende 2004 betrug der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation in den Bundesländern Bayern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein im Mittel 95,8 %. Demgegenüber lag der Anschlussgrad an kommunale Kläranlagen in Thüringen Ende 2004 bei nur rd. 65 % [Knechtelsdorfer, 2005].

Bis Ende 2014 wird nach Auswertung von Abwasserbeseitigungskonzepten ein Anschlussgrad von 78 % in Thüringen erwartet. In Zukunft wird sich der Investitionsschwerpunkt in Thüringen in den ländlichen Raum verlagern. Aufgrund der dünnen Besiedlung werden die spezifischen Kosten für die Anschlussgraderhöhung an zentrale Systeme steigen. Dies ist bei Investitionsentscheidungen zu beachten. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der demografischen Entwicklung mit Bevölkerungsrückgang soll sich die Förderpraxis zukünftig an folgenden Kriterien orientieren [Knechtelsdorfer, 2005]:

- Fördermittel sollten vor allem dort eingesetzt werden, wo Siedlungsstrukturen langfristig erhalten bleiben.
- Abwassersysteme für den ländlichen Raum sollten flexibel auf die prognostizierte Bevölkerungsentwicklung reagieren können bei Einhaltung des Standes der Technik.
- Die Entscheidung über Alternativen in der Abwasserentsorgung sollte stärker als bisher Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen berücksichtigen.

Mit steigenden spezifischen Anschlusskosten im ländlichen Raum sind der Bedarf und die Akzeptanz für individuelle Systeme in Deutschland gestiegen. Der Begriff „individuelle Systeme“ in Anlehnung an die EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalen Abwässern (91/271/EWG [EU, 1991]) ermöglicht eine größere Bandbreite für mögliche Systeme als die bisher verwendete Eingrenzung in zentrale oder dezentrale Systeme.

Eine Möglichkeit zu Länder übergreifenden Vergleich über den Anschlussgrad an öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen bietet das Statistik-Portal der statisti-

schen Ämter des Bundes und der Länder (<http://www.statistik-portal.de>).

Tab. 11.1: Anschlussgrad an die Kanalisation und an zentrale Abwasserbehandlungsanlagen in Flächenländern nach (<http://www.statistik-portal.de>)

Stand 2010	Anschlussgrad an Kanalisation und zentrale Abwasserbehandlungsanlagen Mio. E	Bevölkerung Mio. E	Bevölkerung, dezentral entsorgt, gerundet 1.000 E (% der Bevölkerung)
Bayern	12,07	12,52	450 (3,6%)
Niedersachsen	7,49	7,93	440 (5,5%)
Nordrhein-Westfalen	17,47	17,85	380 (2,1%)
Sachsen	3,61	4,15	540 (13%)
Schleswig-Holstein	2,68	2,83	150 (5,3%)
Thüringen	1,62	2,24	620 (27,7%)

11.1.2 Bedarf in Mittel- und Osteuropa

Die Europäische Union (EU) ist mehr als ein halbes Jahrhundert nach dem Zweiten Weltkrieg dabei, die politische und wirtschaftliche Teilung des Kontinents auf Dauer zu überwinden. Die Länder Estland, Lettland, Litauen, Polen, Tschechische Republik, Slowakei, Ungarn, Slowenien, Malta und Zypern sind 2004, Bulgarien und Rumänien im Jahre 2007 der Europäischen Union beigetreten. Eine besonders große Herausforderung haben die Beitrittsländer zu bestehen. Sie müssen die Beitrittsvoraussetzungen erfüllen, ihr politisches und wirtschaftliches System an EU-Standards angleichen.

Als Grundform der Bebauung in ländlichen Siedlungen herrschen im osteuropäischen Raum oft linienförmige Dorfsysteme vor, deren Bebauung entlang der Wasserwege bzw. -läufe angeordnet ist. Die auf diese Weise gebauten Dörfer machen zum Beispiel ca. 75 % der Gesamtzahl der Dörfer in Polen aus. Oft existiert noch ein System von Wegeseitengräben, in die nicht oder unzureichend gereinigtes Abwasser eingeleitet wird (*Abb. 11.1*).

Tab. 11.2: Anschlussgrad an Kanalnetze und Kläranlagen im ländlichen Bereich Polens [Miksch und Walczak, 2000]

	1990	1995	1996	1997	1998
Dorfbbevölkerung insgesamt in Tausend	14.569	14.721	14.736	14.735	14.744
Davon an Kanal angeschlossen (%)	5,7	5,9	6,5	7,3	8,5
Davon an eine Kläranlage angeschlossen (%)	–	3,1	4,1	5,8	7,0
Davon an eine rein mechanische KA angeschlossen (%)	–	0,2	0,2	0,3	0,3
Davon an eine chemische KA angeschlossen (%)	–	0,1	0,1	0,1	0,0
Davon an eine biologische KA angeschlossen (%)	–	2,5	3,3	4,8	5,5
Davon an eine KA mit erhöhter biolog. Elimination angeschlossen (%)	–	0,3	0,5	0,6	1,2



Abb. 11.1: Wegeseitengraben innerhalb einer Ortschaft in Ungarn (Bild Londong)

Die Sammelkanalisation ist das teuerste Element der Infrastruktur und deshalb selten bei zerstreuter Bebauung der Dörfer. Die Entwicklung der Kanalnetze und Kläranlagen in Polens ländlichen Gebieten wird in der folgenden *Tab. 11.2* dargestellt.

Im Jahr 1990 wohnten lediglich 5,7 % der Landbevölkerung in den mit Kanalisation erschlossenen Gebieten, bis 1999 stieg dieser Prozentsatz auf 9,9 % [Brandyk, 2001].

In diesem Zusammenhang weist [Brandyk, 2001] darauf hin, dass der Bau von zentralen Kanalisationssystemen nicht überall begründet sei. Oft seien lokale Systeme der Abwasserbehandlung als optimale Lösung anzuwenden. Bedingung sei, dass diese Systeme ordnungsgemäße sanitäre Bedingungen erfüllten und gleichzeitig den Anforderungen des Umweltschutzes gerecht würden. Problematisch ist die Erfüllung dieser beiden Aspekte dann, wenn man bedenkt, dass die finanziellen Möglichkeiten der Benutzer einerseits beschränkt sind, andererseits das erforderliche Niveau des Umweltschutzes durchaus hoch gestellt wird. Die Auswahl einer richtigen Lösung erfordert vor allem die Berücksichtigung solcher Elemente wie:

- Bewirtschaftung der Gebiete,
- bestehende Bedingungen durch Boden und Wasser,
- Charakteristik potentieller Vorfluter als auch
- bestehende und prognostizierte Bevölkerungsdichte unter Beachtung ihrer ungleichmäßigen räumlichen Verteilung.

Folgende Zusammenstellung zum Anschlussgrad der Bevölkerung an Abwassersammlung und Abwasserbehandlung im Jahr 2009 nach statistischen Erhebungen der EU soll die Herausforderungen deutlich machen (nach: <http://www.eds-destatis.de>):

Anschlussgrad:

- Polen 64 %
- Rumänien 29 %
- Slowenien 52 %

11.1.3 Bedarf bei veränderten Rahmenbedingungen

Neben der beschriebenen Gebietsstruktur im ländlichen Raum zählen zu den Rahmenbedingungen, die bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen beachtet werden sollten, die klimatischen Verhältnisse, die Entwicklung der Bevölkerung (einschließlich der Siedlungsstrukturen) sowie die Verfügbarkeit natürlicher Ressourcen. Eine Veränderung dieser Rahmenbedingungen gegenüber den Ausgangsbedingungen, die zum konventionellen zentralen Schwemmsystem geführt haben, erfordert die Betrachtung von Alternativen zum konventionellen System und evt. die Entscheidung für ein individuelles Entsorgungssystem.

Klimatische Verhältnisse haben erhebliche Auswirkungen auf konventionelle wie neuartige Sanitärssysteme. Diese Auswirkungen betreffen zum einen direkt die Systeme und ihre Anfälligkeit bzw. Resistenz gegenüber Ereignissen wie Hochwasser, Überschwemmungen, Stürme oder Trockenheit, zum anderen tangieren sie bezüglich des Mediums Wassers aber auch den Ressourcen-Aspekt. Insbesondere in ariden und semi-ariden Gebieten bzw. solchen mit fortschreitendem Wassermangel (z.B. Nordostdeutschland) kann die Notwendigkeit eines effizienteren Umgangs mit der Ressource Wasser somit ein gewichtiges Argument hinsichtlich der Einführung individueller Systeme darstellen. Auf der anderen Seite kann eine Zunahme von Starkregenereignissen zur erhöhten Überflutungsfahr in kanalisiert Gebieten führen bzw., wenn ein gleich bleibender Entwässerungsstandard erreicht werden soll, zu einem Anpassungsbedarf der Kanalnetze. [DWA, 2008b]

Die Endlichkeit sowie die fortschreitende **Verknappung wichtiger Ressourcen** wie Phosphor oder fossile Energieträger sowie die begrenzte und aufgrund des Klimawandels teilweise abnehmende Verfügbarkeit der Ressource Wasser wird langfristig zwangsläufig zur vermehrten Schließung von Kreisläufen führen. Sanitärssysteme, die eine deutlich reduzierte Menge von (hochwertigen) Wasserressourcen als Betriebsmittel benötigen, den Energieinhalt des Abwassers nutzen sowie im Gegensatz zu herkömmlichen Systemen das Prinzip der Stoffstromseparation sowie des Stoffstrommanagements verfolgen und damit die Rückgewinnung und Wiederverwertung wertvoller Ressourcen ermöglichen, können hier zu alternativen Lösungsmöglichkeiten führen. [DWA, 2008b]

Aufgrund des **demografischen Wandels** und der dadurch notwendigen Veränderungen kann sich ein Bedarf an flexibleren Systemen in der Abwasserentsor-

gung ergeben. Weniger Menschen verbrauchen weniger Wasser und produzieren weniger Abwasser pro Kopf, pro Haushalt und pro Flächeneinheit. In Deutschland ist bereits seit Jahren der Wasserverbrauch rückläufig. Bedingt durch wirtschaftlichen Strukturwandel, Wassersparende Technologien und gestiegenes Umweltbewusstsein sank der Wasserverbrauch in ganz Deutschland von 1990 bis 2004 um 21,2 %, in Ostdeutschland sogar um 45 % (zwischen 1991 und 2004). Der spezifische Wasserverbrauch sank in diesen Jahren von 147 auf 127 Liter je Einwohner und Tag in ganz Deutschland, und von 142 bis auf 94 Liter je Einwohner und Tag in Ostdeutschland. Teilweise ist dort der Verbrauch auf bis zu 60 bis 80 Liter pro Einwohner und Tag zurückgegangen.

Wasserver- und -entsorgungsunternehmen sind in Folge von Unterauslastungen der technischen Infrastruktur mit technischen und ökonomischen Problemen konfrontiert. Die konventionelle, zentrale Infrastruktur der Wasserversorgung und des Abwassermanagements sind durch einen hohen Fixkostenanteil von 60–85 % gekennzeichnet. Mit sinkendem Output steigen die Durchschnittskosten, was wiederum zu steigenden Preisen bzw. Gebühren für die Kunden führt. Zusätzlich erfordert der sinkende Durchsatz technische Maßnahmen, die die Kosten der Wasserdienstleistung steigern. Bei einem fortdauernden und starken Rückgang der Bevölkerung kann auch die technische Funktionsfähigkeit solcher Infrastrukturanlagen „in Frage stehen“. [DWA, 2008b]

11.2 Potenzial für individuelle Abwasserentsorgungssysteme

11.2.1 Nutzung von vorhandener Infrastruktur im ländlichen Raum

Die Situation der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum der westdeutschen Bundesländer zeichnet sich oft dadurch aus, dass

- der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation sehr hoch ist,
- häufig Regenwasser mit dem Schmutzwasser abgeleitet wird (Mischsystem),
- der Fremdwasseranteil im Abwasser sehr hoch ist,
- die empfindlichen Gewässer durch hohe Mischwasserabschläge belastet und geschädigt werden,
- viele der bestehenden Kanäle sanierungsbedürftig sind und
- die Kläranlagen sich oft auf geringem technischem Niveau (z.B. Teichanlagen) befinden.

Ein Kernproblem ist die Verdünnung von Schmutzwasser durch Fremdwasser und Regenwasser, welche zum einen große Speicherräume in der Kanalisation erfordert und zum anderen die effiziente Abwasserreinigung erschwert. Konsequenterweise setzt ein Systemvorschlag der Bauhaus-Universität Weimar, Professur Siedlungswasserwirtschaft, bei der separaten Erfassung und Bewirtschaftung von hoch belasteten – aber in geringen Mengen anfallenden – Abwässern und gering

belasteten – aber in großen Mengen anfallenden – Abwässern an.

Das anfallende Grauwasser (gering belastetes Abwasser aus Küche und Bad) wird gemeinsam mit Fremd- und Regenwasser über den bestehenden, evtl. groß zu sanierenden Mischwasserkanal einer Teichanlage zugeleitet. Hier wird die Grauwasserreinigung sowie die Regenwasserspeicherung und -behandlung durchgeführt.

Zur separaten Erfassung des Schwarzwassers wird in jedem Haus mindestens eine Vakuumtoilette installiert. Das hier erfasste Schwarzwasser wird mit geringer Verdünnung über ein Vakuumentwässerungssystem einer Biogasanlage zugeführt. Diese sollte sich in Dorfnähe bei einem Landwirt befinden, der diese betreibt.

Die Kanalsanierung beschränkt sich auf einsturzgefährdete Bereiche, eine weitgehende Fremdwassersanierung findet jedoch nicht statt. Ein derartiges System zeichnet sich aus durch:

- Ersparnis bei Kanalsanierung,
- Ersparnis bei Fremdwassersanierung,
- Vorhandene Drainagen können weiter benutzt werden,
- vorhandene Teichanlage kann zur Behandlung und Speicherung von Grau- und Regenwasser und den geminderten Fremdwasser weiter benutzt werden,
- Entwässerungstechnik mit hoher Flexibilität und kurzen Abschreibungszeiten ermöglicht die Reaktion auf Einwohnerentwicklung und eine Systeminnovation,
- Produktion regenerativer Energie im Biogasreaktor, Einspeisung ins Netz oder Verwendung zum autarken Betrieb der Entwässerung,
- wirtschaftlicher Betrieb der Biogasanlage durch relativ homogene und konstante Nährstoffzufuhr aus dem Schwarzwasser,
- Düngewertnutzung des Schwarzwassers (N,K,P),
- Option für die Nutzbarkeit des Ablaufes der Teiche zu Bewässerungszwecken, da geringe Salzfracht,
- maximale Gewässerentlastung, da der Großteil der organischen Fracht und der Nährstoffe nicht im Abwasser sondern in der Biogasanlage landet.

Das neuartige Konzept zur Abwasserentsorgung im ländlichen Raum soll

- die technische Realisierbarkeit,
- die ökonomische Folgen sowie
- die Auswirkungen auf den Gewässerschutz

testen und bewerten, um Planungsakteure bei der Entscheidung für oder gegen eine Maßnahme zum Aufbau einer nachhaltigen Abwasserentsorgung im ländlichen Raum zu unterstützen und neue Wege aufzuzeigen. Als Planungsakteure werden in diesem Zusammenhang Behörden, Kommunalverwaltungen und Aufgabenträger für die Abwasserentsorgung aber auch die Nutzer des Systems verstanden.

Das beschriebene System entspricht in weiten Teilen dem Schwarzwasser 2-Stoffstromsystem, das in *Kap. 7 Neuartige Sanitärsysteme, Abb. 7.15*, dargestellt ist.

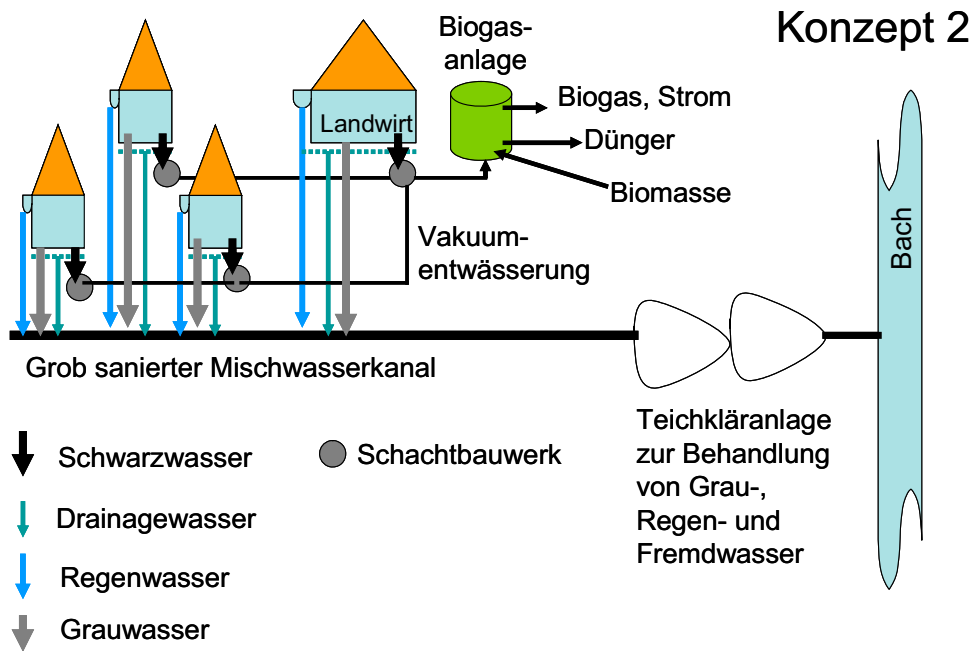


Abb. 11.2: Schema für ein neuartiges Konzept zur Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (Abbildung: Londong)

Tab. 11.3: Relevante Fälle der Co-Vergärung und ihre rechtliche Einordnung [DWA, 2009d]

Co-Vergärung		Kommunale Kläranlage	Kommunale Anlage zur Bioabfallvergärung		Landwirtschaftliche Biogas-anlage	
Input	Grundsubstrat	Klärschlamm	Bioabfälle		Gülle, Mist, Abfälle/Reststoffe aus dem landwirtschaftlichen Betriebskreislauf, Energiepflanzen (NawaRo)	
	Co-Substrat	Bioabfälle/biogene Stoffe	Klärschlamm/biogene Stoffe	Gülle etc./NawaRo/biogene Stoffe	Bioabfälle	Klärschlamm
Genehmigung der Anlage i.d.R. nach		Wasserrecht	Abfallrecht, BImSchG	Abfallrecht, BImSchG	Abfallrecht, BImSchG	Abfallrecht, BImSchG
Rechtliche Einordnung des Gärrückstandes		Klärschlamm	Klärschlamm	Bioabfall	Bioabfall	Klärschlamm
Verwertung des Gärrückstandes nach		AbfKlärV	AbfKlärV	BioAbfV	BioAbfV	AbfKlärV

Für die Landwirtschaft besteht vielfach Bedarf, eine wirtschaftliche Gülle- und Reststoffbehandlung vorzunehmen. Dabei bietet Gülle ein gutes Nährstoffpotenzial und ein ausgezeichnetes Puffervermögen, hat jedoch vergleichsweise niedrige Kohlenstoffgehalte und durch den hohen Wassergehalt schlechte spezifische Ausbeutekennwerte, sodass das Bildungspotenzial für Biogas relativ gering ist. Diese nachteiligen Eigenschaften können durch eine Co-Vergärung geeigneter Substrate deutlich kompensiert werden [DWA, 2009d]. Hinweise für die derzeitige rechtliche Einordnung in Deutschland hinsichtlich Anlageneinordnung und Verwertung des Gärrückstandes gibt die folgende Tabelle.

11.2.2 Ausflugsregionen mit starken Belastungsschwankungen

Berg- und Ausflugsregionen haben üblicherweise starke Wochen- oder Saisonschwankungen in der Belastung. Eine Vervielfachung der Belastung innerhalb

der ersten 3 Tage nach Beginn der Saison ist nicht ungewöhnlich. Der Erhalt der natürlichen Umgebung hat in Ausflugsregionen einen hohen wirtschaftlichen Stellenwert. Dem muss die Abwasserentsorgung Rechnung tragen. Biologische Reinigungssysteme sind nicht in der Lage kurzfristige Lastvariationen zu dämpfen. Insbesondere die Nitrifikation kann kaum mit anlagentechnischen Maßnahmen an solche Bedingungen adaptiert werden. Verschärfend kommt hinzu, dass in solchen Situationen die Nitritkonzentrationen im Ablauf der Anlage massiv erhöht sind und zu toxischen Bedingungen in sensiblen Vorflutern führen können.

Die separate Sammlung von Urin/Gelbwasser bietet eine einfache Möglichkeit Abwasser in konzentrierter Form zu stapeln. Das gesammelte Gelbwasser kann dann entweder separat aufbereitet oder später gezielt einer vorhandenen Anlage zudosiert werden. Simulationen zeigen, dass unter solchen Bedingungen Ammonium- und Nitritspitzen im Ablauf der Kläranlage vermieden werden können. [DWA, 2008b]

11.2.3 Konzepte für Regionen mit Wasserknappheit

In Regionen mit ausgeprägter Wasserknappheit kann durch die Einführung neuer Sanitärtechniken ein wesentlicher Beitrag zur Verbesserung der hygienischen Situation vor Ort erreicht werden.

Ein Beispiel für eine angepasste Lösung soll ein Projekt aus Mali/Westafrika liefern. Hier wurde eine Toilette entwickelt, die die traditionell vorhandenen Elemente aufnimmt und weiterentwickelt hat. Eine dieser Toiletten je Grundstück kann die herkömmlichen Latrinen ersetzen. Die Toilette besteht aus den folgenden Elementen:

- Trocknung der Fäkalien,
- getrennte Ableitung des Urins, Sammlung und Verwertung als Dünger in flüssiger oder in fester Form (nach einer Trocknung),
- Anreicherung organischen Materials, wie Kompost mit Nährstoffen und
- Ableitung und Behandlung des Grauwassers mit anschließender Versickerung oder Nutzung zur Bewässerung.

Die Trocknung der Fäkalien erfolgt in zwei Trocknungskammern, die unterhalb der Toilette angebracht und von außen zugänglich sind.



Abb. 11.3: Trocknungslatrine mit Entnahmeöffnung in Mali/Westafrika und getrocknete Fäkalien nach der Entnahme

Die schwarzen Abdeckungen sind nach Süden ausgerichtet und sollen den Wärmeeintrag in die Trocknungskammer verstärken. Die nach einem Jahr entnommenen Feststoffe sind durchgetrocknet. Sie können gelagert und als Strukturmaterial und Bodenverbesserer in den Feldboden eingearbeitet werden.

Der Urin wird in den Toiletten separat abgeleitet gesammelt und entweder als flüssiger Dünger genutzt oder mit den bei der Kompostierung anfallenden organischen Abfallfraktionen vermischt und somit einer Nutzung der Nährstoffe zugeführt.

Das Dusch- und Waschwasser wird als Grauwasser in bepflanzte Grauwassergärten eingeleitet. Hier wird nach einer vorgeschalteten Feststoffentfernung das Grauwasser in ein mit Nutzpflanzen bepflanztes Beet eingeleitet. In dem Kiesbett wird das Grauwasser gereinigt und das Wasser steht den Pflanzen als Nutzwasser zur Verfügung.



Abb. 11.4: Grauwassergarten zur Reinigung und Verwertung des anfallenden Grauwassers

Die Bepflanzung wurde vor Abweidung geschützt und die Auswahl der Pflanzen an die Bedürfnisse der Bewohner angepasst. Es wurde darauf geachtet, dass nur Pflanzen mit oberirdischen Früchten oder Blättern verwendet wurden. Durch diese Maßnahme wurde eine hohe Akzeptanz bei den Bewohnern erreicht.

11.3 Organisationsstrukturen

Es gibt eine Vielzahl von möglichen öffentlich-rechtlichen oder privatrechtlichen Organisationsformen in der Abwasserwirtschaft, von denen einige hier kurz vorgestellt werden.

Einzellösung

Häufigster Fall einer dezentralen Lösung ist die Einzellösung als Einzelhaushalt oder Doppelhaushalt mit 1 bis 8, in seltenen Fällen auch mehr Personen.

Gemeinschaftslösung

Gemeinschaftslösungen bieten folgende Vorteile:

- Die Anlagen sind in der Anschaffung kostengünstiger, weil der Preis und die erforderlichen Anlagengrößen nicht im gleichen Verhältnis steigen wie die Anschlussgröße,
- der Betrieb ist kostengünstiger, da der Aufwand der Betriebsführung nicht im gleichen Verhältnis zum Anschlussgrad steigt,
- die Anlagen sind betriebsstabiler, da eine regelmäßige Belastung die Anlagen gleichmäßiger in Anspruch nimmt und
- die Anlagen sind betriebssicherer, da sie im Verhältnis zu Einzelanlagen mit größerem Aufwand betrieben werden.

Gemeinschaftslösungen können aber auch Probleme mit sich bringen:

- Die Herstellungskosten und die wiederkehrenden Betriebskosten müssen auf alle Beteiligten gerecht verteilt werden,
- die Verantwortung für die Anlage muss unter den Beteiligten klar geregelt sein,
- Grundstücksfragen der Anlage und der Leitungsführung müssen geklärt werden,
- späteres Ausscheiden aus der Gemeinschaft oder spätere Aufnahme in die Gemeinschaft muss geregelt sein,
- die Auflösung der Gemeinschaft muss geregelt sein und
- die Größenordnung ist nach oben begrenzt. Wird die Größe für Kleinkläranlagen (50 EW) nach Abwasserverordnung überschritten, werden weitere administrative Schritte notwendig.

Gemeinschaftsanlagen bieten im technischen und kaufmännischen Sinne Vorteile. Ihre Nachteile liegen in dem erforderlichen sozialen Frieden unter den Beteiligten für den Bau und die Dauer des Betriebes der gemeinsamen Anlage.

Kommunale Lösung

Kommunale Lösungen entstehen, wenn die Abwasserbeseitigungspflicht bei der Gemeinde verbleibt.

Eine ausschließliche Realisierung der Abwasserbeseitigungspflicht durch nur ein Kanalnetz und nur eine Kläranlage in einer Gemeinde ist gesetzlich nicht verankert. Es steht der Kommune frei, mehrere „dezentrale“ Lösungen in ihrem Gemeindegebiet zu verwirklichen. Dabei kann sie von ihren Satzungsrechten im vollen Umfang Gebrauch machen.

Zweckverbände

Tatsächlich schließen sich Kommunen oft zu Zweckverbänden zusammen, um mit anderen Gemeinden größere gemeinsame Kanalnetze und entsprechende Abwasserbehandlungsanlagen zu betreiben. Der Grund hierfür liegt innerhalb der kommunalen Strukturen, in denen die Wirtschaftlichkeit und Verwaltung einer zentralen Einrichtung gegenüber vielen kleinen, dann von der Gemeinde zu betreibenden und zu beaufsichtigenden Gemeinschaftslösungen, überlegen ist. Dass Kommunen mehrere Gemeinschaftslösungen „auf dem Lande“ betreiben, ist bisher noch selten. Bei Sanierung des gemeindlichen Abwasserentsorgungssystems werden aber zunehmend flexible Lösungen gesucht.

Betreibermodell

Im Rahmen eines Forschungsprojektes für Alternativen der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung wurde ein innovatives Wasserinfrastrukturkonzept für ein dezentral entsorgtes Gebiet entwickelt und umgesetzt [Becker et al., 2006]. Es wurden 21 sanierungsbedürftige Altanlagen (hauptsächlich Dreikammergruben) in einer bestehenden Siedlung durch Kleinkläranlagen mit Membranfiltermodulen erneuert. Die Umsetzung dieser Maßnahme erfolgte im Rahmen eines Betreibermodells, bei dem der Lippeverband (Wasserwirtschaftsverband in Nordrhein-Westfalen) die Errichtung und den Betrieb der Kleinkläranlagen für die Grundstückseigentümer übernimmt. Das Wohngebiet liegt außerhalb der Bebauungsgrenzen einer Stadt und besteht aus 26 Ein- und Mehrfamilienhäusern in lockerer Bebauung. Das gesamte Gebiet ist weder an eine zentrale Trinkwasserversorgung noch an eine zentrale Abwasserentsorgung angeschlossen.

Da die Trinkwasserversorgung über Hausbrunnen erfolgt, war die Akzeptanz der Bürger für das Membran-Belebungsverfahren mit seiner hohen Reinigungsleistung auch im Hinblick auf die Hygiene groß.

Zwischen den Grundstückseigentümern und dem Lippeverband wurde ein Dienstleistungsvertrag abgeschlossen. Der Lippeverband verpflichtet sich, die Anlagen zu beschaffen und zu errichten sowie den Anlagenbetrieb für 10 Jahre zu übernehmen. Hierfür wird den Grundstückseigentümern vierteljährlich ein Festbetrag in Rechnung gestellt, der sich aus Finanzierungskosten und Betriebskosten (außer Energie) zusammensetzt. Im Mittel lag der Festbetrag bei 950,00 €/a. Nach Ende der Vertragszeit gehen die Abwasseranlagen in das Eigentum der Grundstücksbesitzer über, es kann aber auch erneut ein Betreibervertrag abgeschlossen werden.

Eine erste Befragung der Bürger nach Inbetriebnahme der Anlagen ergab, dass sich die Akzeptanz vor allem darauf gründet, dass

- die Kosten für die Abwasserreinigung planbar waren und
- dass die Verantwortung für Wartung und Betrieb an einen Dritten abgegeben werden konnten.

11.4 Finanzierung von Maßnahmen zur Abwasserentsorgung

11.4.1 Allgemeines

Jede Investitionsmaßnahme muss neben der Suche nach der effektivsten Verwendung des einzusetzenden Kapitals auch der Frage nachgehen, wie die gefundene Lösung finanziert werden kann, wie das erforderliche Kapital beschafft werden kann. Die Realisierungschance einer Maßnahme wird von Kommunen und Abwasserzweckverbänden im ländlichen Raum (kleine Organisationseinheiten) oft an der Höhe der erforderlichen Beiträge oder Gebühren gemessen. Wenn Abwassergebühren und -beiträge für die Refinanzierung der Maßnahmen keine Akzeptanz in der Bevölkerung finden, wird in der Regel eine Überarbeitung der Investitionspläne erforderlich.

Beiträge können in Deutschland nur aufgrund von Satzungen erhoben werden. Sie sind Geldleistungen, die für die Möglichkeit der Inanspruchnahme von hergestellten Abwasseranlagen durch Grundstückseigentümer aufgebracht werden müssen. Im Unterschied dazu entsprechen Gebühren Geldleistungen, die für die tatsächliche Inanspruchnahme von Abwasseranlagen anfallen. Sie setzen sich in der Regel aus einer Grundgebühr und einem verbrauchsabhängigen Anteil zusammen.

Tab. 11.4: Erhebung von Beiträgen und Gebühren

Beitrag		Gebühr	
einmalig	wiederkehrend	Grundgebühr	Mengengebühr (verbrauchsabhängig)
Möglichkeit der Inanspruchnahme der Abwasseranlage		tatsächliche Inanspruchnahme der Abwasseranlage	

Mögliche Gebührenmaßstäbe sind in Tab. 11.5 zusammengestellt.

Tab. 11.5: Gebührenmaßstäbe in Abhängigkeit der öffentlichen Einrichtung

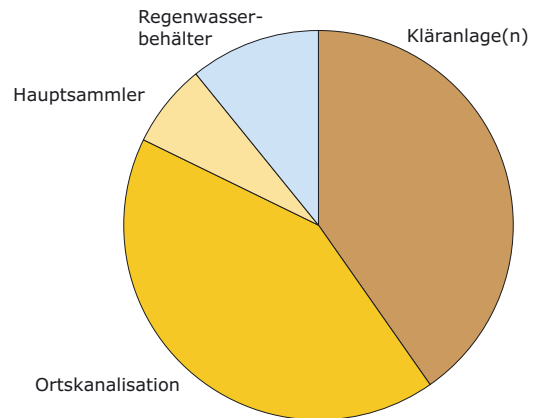
Einrichtung	Gebührenmaßstab
Schmutzwasserbeseitigung	Frischwasserverbrauch
Niederschlagswasserbeseitigung	versiegelte Fläche
Entsorgung Kleinkläranlagen, abflusslose Gruben	entsorgte Menge

11.4.2 Exkurs Betriebskostenrechnung

Im Hinblick auf die erforderliche Gebührenkalkulation sollte eine Aufbereitung der Kosten für eine geplante Maßnahme erfolgen. Einen kurzen Überblick über die Anforderungen an eine Kostenaufbereitung gibt die Tab. 11.6.

Die Kostenrechnung sollte mit Berücksichtigung der späteren Kostenträger differenzieren nach Leistungen für Schmutzwasser, Oberflächenwasser oder Kleinkläranlagen. Damit wird eine Zuordnung der Kosten auf diejenige Gruppe, für die die Leistungen originär erbracht werden, möglich.

Kostenträger



Kostenstelle

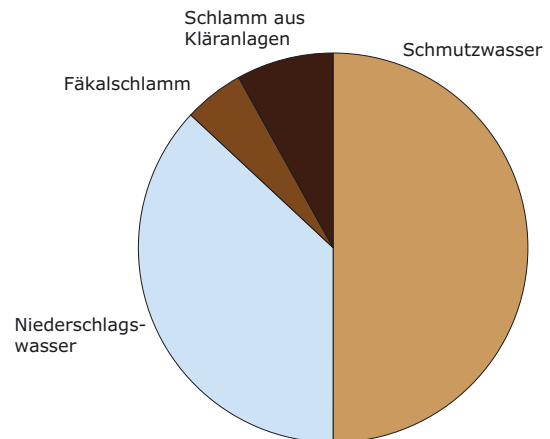


Abb. 11.5: Beispiel für die Kostenstruktur von Kostenstellen und Kostenträgern in der Abwasserentsorgung [WBBau, 2008]

Die Betriebskostenrechnung orientiert sich an drei Fragen:

1. Kostenartenrechnung: Welche Kosten sind in welcher Höhe entstanden?
2. Kostenstellenrechnung: Wo bzw. an welcher Stelle des Betriebes sind welche Kosten in welcher Höhe entstanden?
3. Kostenträgerrechnung: Wofür bzw. für welche Leistung sind welche Kosten in welcher Höhe entstanden?

Tab. 11.6: Verteilung von Kostenarten auf Kostenstellen auf Kostenträger

Kostenarten					
Betrieb (Energie, Personal, ...)	Instandhaltung	Verwaltung	Abschreibung	Verzinsung Eigenkapital	Verzinsung Fremdkapital
Kostenarten werden verteilt auf ↓					
Kostenstellen					
Kläranlage	Verbindungs-sammler	Regenwasserbehandlungsanlagen		Ortssammler	Grundstücks-anschlüsse
Kostenstellen werden verteilt auf ↓					
Kostenträger					
Schmutzwasser		Oberflächenwasser (getrennt erfassen nach Grundstückseinleiter, Stra- ßeneinleiter)		Kleinkläranlagen, abflusslose Gruben	

12 Beispiele für monetäre und nichtmonetäre Bewertungen von Alternativen

12.1 Vorbemerkung

Alternativen in der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum werden häufig kontrovers diskutiert. Bei der Investitionsentscheidung wird sich eine Kommune jedoch stets von betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten leiten lassen, d.h. eine Entscheidung für den Ausbau der Abwasserbeseitigung wird auch unter Berücksichtigung der zu erhebenden Abwassergebühren und Beiträge erfolgen. Die meisten Kommunalabgabengesetze (KAGs) sehen daher vor, dass die bei der Gebührenbestimmung in Ansatz zu bringenden Kosten nach betriebswirtschaftlichen Grundsätzen ermittelt werden können. Eine wirtschaftliche Optimierung im kalkulatorischen Bereich sollte daher die nachfolgenden Einflüsse sorgfältig untersuchen:

- Genauigkeit der Annahmen für Investitions- und Betriebskosten
Empfehlung: möglichst örtliche Baupreise und abgerechnete Betriebskosten verwenden.
- Variation des Planungszeitraumes
Empfehlung: Für Abwasserplanungen im ländlichen Raum sollte ein Planungszeitraum von 25 Jahren und von 50 Jahren parallel untersucht werden. Der längere Planungszeitraum (50 Jahre) sollte dabei die kalkulatorische Nutzungsdauer der größten Investition (z.B. der Ortskanalisation) überschreiten. Bei einer Gebührenkalkulation ist in der Regel der kürzere Planungszeitraum ange-

messener, da er der kommunalen Entscheidungspraxis näher kommt.

- Berücksichtigung von Preissteigerungsraten
Empfehlung: Der Ansatz von Preissteigerungsraten ist sorgfältig zu untersuchen. Besonderes Augenmerk ist auf die Preissteigerung für die Betriebskosten (Energie- und Personalkosten, ggf. auch Reststoffentsorgungskosten) zu legen.

Bei Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen zur Abwasserentsorgung im ländlichen Raum sind also auch der Einfluss der Kalkulationsgrundlagen auf die Investitionsentscheidung und damit der Ermessensspielraum der Kommunen bei der Gebührenkalkulation zu beachten.

Kostendaten für die Wirtschaftlichkeitsberechnungen sind in zahlreichen Veröffentlichungen zu finden. Die Daten streuen oft weit, da sie aus unterschiedlichen Jahren stammen, in verschiedenen Regionen erhoben wurden und zumeist nicht genau abgegrenzt wurden. Konjunkturbedingte und regionalwirtschaftliche Bedingungen schwanken jährlich in weiten Bereichen, sodass für die Ermittlung geeigneter Kostendaten größte Sorgfalt aufzuwenden ist.

Einige Kostendaten sind in *Kap. 12.2 Ausgewählte Kostendaten* zusammengestellt. Die nachfolgenden Beispiele zeigen analytische Bewertungsverfahren, die sowohl monetäre als auch nichtmonetäre Aspekte berücksichtigen können.



Abb. 12.1: Kostendaten bei Wirtschaftlichkeitsberechnungen in der Abwassertechnik [Fehr und Schütte, 1992]

12.2 Ausgewählte Kostendaten

12.2.1 Anforderungen an Kosteninformationen

In Abhängigkeit vom Stand der Planung können Angaben zu den Investitions- und laufenden Kosten verschiedener Projektalternativen mit mehr oder weniger großer Genauigkeit gemacht werden. Welcher Aufwand im Einzelfall erforderlich ist, hängt von der speziellen Problemstellung ab, u.a. auch von

- der Größe des Projektes,
- dem Einfluss der jeweiligen Kostenart auf das Gesamtergebnis und
- der Empfindlichkeit der untersuchten Alternativen gegenüber Änderungen der Kalkulationsgrundlagen.

Kostenvergleichsrechnungen auf der Basis von Kostenschätzungen dienen gewöhnlich der Vorauswahl von Alternativen. Um Fehlentscheidungen zu vermeiden, müssen die Vorplanungen so weit ausgedehnt werden, dass eine situationsgerechte Beurteilung erfolgen kann.

Dieser Kenntnisstand erlaubt einen problemgerechten Rückgriff auf einschlägige Kosteninformationen für die wesentlichen Baugruppen oder Anlagenteile (in sehr einfach gelagerten Fällen für die Gesamtmaßnahme), wie beispielsweise auf Kostendatensammlungen/-banken oder Kostenkurven (funktionaler Zusammenhang zwischen spezifischen Investitionskosten oder laufenden Kosten und maßgebenden Bemessungsgrößen für die Anlagenteile/Anlagen, wie €/m³, €/Einwohnerwert, €/Einwohnerwert und Jahr).

Als Einstieg für Kostenschätzungen wird auf [Günther und Reicherter, 2001] und [Halbach, 2003] verwiesen.

Bei der Ermittlung der laufenden Kosten wird im Rahmen von Vor- und Entwurfsplanungen sehr häufig von Prozentsätzen der Investitionskosten ausgegangen. Diese in der Literatur genannten Durchschnittswerte können jedoch im zu betrachtenden Einzelfall lediglich recht grobe Näherungen sein. Zudem ist mitunter auch nicht feststellbar, ob diese Anhaltswerte sämtliche zu den laufenden Kosten gehörigen Kostengruppen (Personal-, Sach-, Energiekosten) beinhalten. Aus diesen Vorbehalten ergibt sich insbesondere für Maßnahmen mit hohen laufenden Kosten ein erhebliches Unsicherheitsmoment. In solchen Fällen ist eine genauere Kal-

kulation – getrennt für die maßgeblichen Kostenarten – geboten und ein Vergleich mit in Betrieb befindlichen gleichartigen Anlagen anzustellen.

Personalkosten

Personalkosten sollten über eine Ermittlung der zur sach- und fachgerechten Aufgabenerfüllung erforderlichen personellen Ausstattung einer Anlage bestimmt werden. Diese wird oft unterschätzt. Ausgangspunkt ist die Bestimmung des normalen monatlichen und daraus des jährlichen Arbeitsaufwandes für alle Hauptaufgabenbereiche. Dabei sind die tatsächlich verfügbaren Nettoarbeitszeiten, eventuelle Erfordernisse einer Bereitschafts- oder Rufbereitschaftsabwicklung und gegebenenfalls maßgebende Arbeitsschutzbestimmungen zu berücksichtigen. Die Unterteilung nach notwendiger Qualifikation ermöglicht dann die Umsetzung in Kostengrößen. Auf statistische Untersuchungen der DWA über den Personalbedarf für Kanalisationen und Kläranlagen kann zurückgegriffen werden (ATV-M 271, [ATV, 1998b]).

Kostenaufschläge für Unvorhergesehenes

Schließlich sei noch auf die Handhabung von Kostenaufschlägen für „Unvorhergesehenes“ eingegangen. Wegen der mehr oder weniger großen Unsicherheiten bei Kostenschätzungen oder -berechnungen werden die ermittelten Kosten in der Regel mit prozentualen Zuschlägen versehen. In diesem Zusammenhang ist für Kostenvergleichsrechnungen zu fordern, soweit wie möglich spezifische Zuschläge bei jenen Einzelgewerken anzusetzen, bei denen ein spezielles Risiko in Bezug auf Mengen und/oder Preise vermutet wird. Die Auswirkungen der Ansätze für Unvorhergesehenes in der Kostenvergleichsrechnung sind gegebenenfalls in der Empfindlichkeitsprüfung zu untersuchen.

Der Qualitätssicherung bei der Kostenermittlung kommt ein sehr hoher Stellenwert zu. Auf sie ist ein besonderes Augenmerk zu legen, denn falsche Sparsamkeit bei der Planung kann gravierende Mehrkosten verursachen.

Die Abwasserentsorgung ist geprägt von einem hohen Anteil fixer Kosten (Abb. 12.2). Mit einem Anteil von über 50 % an den Gesamtkosten machen Abschreibungen und Zinsen daher den größten Kostenblock in einer Gebührenkalkulation aus.

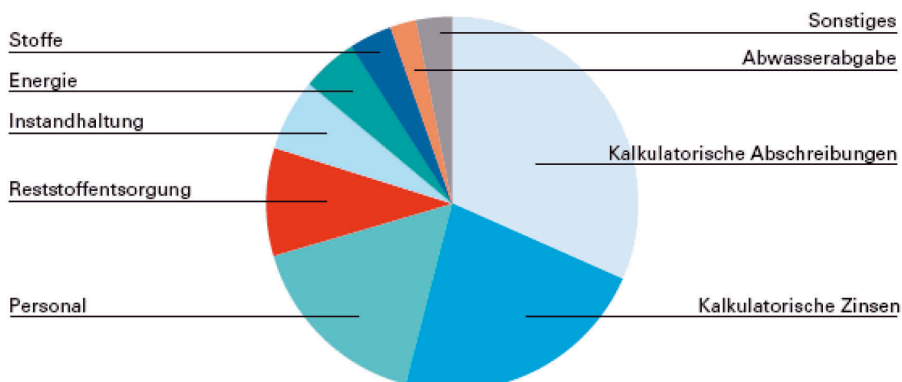


Abb. 12.2: Kostenstruktur bei Kostenarten der Abwasserentsorgung [WBBau, 2008]

12.2.2 Kostenverteilung bei der Kanalisation

Da vielfach die Kosten für Kanalbaumaßnahmen bestimmend sind für die Gesamtkosten eines Abwasserbeseitigungskonzeptes, ist der Aufbereitung der Kostendaten für Kanalbaumaßnahmen besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Es ist daher erforderlich, für die im Rahmen des Abwasserbeseitigungskonzeptes zu erstellende Wirtschaftlichkeitsuntersuchung

- zum einen durch eine sorgfältige Auswertung von Ausschreibungsergebnissen und Bauabrechnungen eine Analyse der Kosten bestimmenden Faktoren vorzunehmen und
- zum anderen die erzielten Baupreise auf ein aktuelles Basisjahr zu beziehen.

Als Grundlage der Kostenschätzungen sollten Ausschreibungsunterlagen aus verschiedenen Jahren ausgewertet werden. Im Besonderen sind folgende Gewerke zu unterscheiden:

1. Differenzierung zwischen Schmutzwasserleitungen im öffentlichen Bereich und Hausanschlussleitungen.
2. Für Schmutzwasserleitungen im öffentlichen Bereich müssen folgende Positionen unterschieden werden:

- Baustelleneinrichtung,
- Erdarbeiten (Kosten abhängig von Verlegetiefe und Rohrdurchmesser),
- Rohrleitungen und Schächte,
- Oberflächenarbeiten (Kosten abhängig von Klassifizierung der Straße),
- Wasserhaltung und
- sonstige Arbeiten.

Für Kanalisationssysteme sind die Investitionskosten im Wesentlichen abhängig von der Topografie, der Einzugsgebietsgröße und der Straßenklassifizierung. In Tab. 12.1 sind einige Hestellungskosten nach [Halbach, 2003] zusammengestellt.

Bei den Betriebskosten der Kanalisation ist ein Aufwand für Instandhaltung, für optische Kontrollen, Druckprüfungen und Kanalreinigung anzusetzen.

Für Betriebskosten kann nach [Fehr, 2003] überschlägig angenommen werden, dass für die Instandhaltung der Bautechnik 1 % der Investitionskosten der Bautechnik aufzuwenden sind. Für die Instandhaltung der Maschinen- und Elektrotechnik sind dies jährlich 1,5 % der Investitionskosten dieser Gewerke. Optische Kontrollen, Druckprüfungen, Kanalreinigung sind mit 0,6 bis 0,8 €/m·a zu berücksichtigen.

Tab. 12.1: Ausgewählte Kanalbaukosten nach [Halbach, 2003]

Kanalbaukosten (normative Kosten für zwingend zu erbringende Leistungen als unterer Orientierungswert, Kosten in der Praxis je nach spez. Situation bis + 50 %)		
Beschreibung	Freigefälleleitung [€/m]	Druckrohrleitung (Tiefenlage 1,50 m) [€/m]
DN 200, Tiefenlage 2,5 m, Straßenbereich	250	130
DN 200, Tiefenlage 4,5 m, Straßenbereich	440	
DN 200, Tiefenlage 2,5 m, Straßennebenbereich	200	95
DN 200, Tiefenlage 4,5 m, Straßennebenbereich	345	

12.2.3 Kostenverteilung bei Kläranlagen

Als Grundlage für Kostenschätzungen sollten die Kosten von Vergleichsanlagen ermittelt werden.

Für eine grobe Kostenschätzung können die Baukosten nach [Imhoff und Jardin, 2009] herangezogen werden. Sie beziehen sich auf technische Kläranlagen nach dem Stand der Technik. Darin enthalten sind alle für die Finanzierung der Abwasserreinigungsanlage erforderlichen Kosten.

Tab. 12.2: Kosten (brutto) der Abwasserreinigung 2009 nach [Imhoff und Jardin, 2009]

Größe EW	Baukosten €/EW	Baukosten 250 l/(E·d) €/m³/d	Jahreskosten Betrieb €/EW·a	Jahreskosten Kapital €/EW·a
1.000	1.300	5.200	100	97,5
5.000	800	3.200	60	60,0
10.000	700	2.800	50	52,5

Tab. 12.3: Zusammenstellung von Einzelpositionen für Pflanzenkläranlagen [Wagner, 2004]

Pflanzenkläranlagen	Spezifische Kosten (€/EW)		
	große Anlage, günstige Verhältnisse	mittelgroße Anlage (300 E)	kleine Anlage, ungünstige Verhältnisse
Umzäunung	15	40	70
Steuertechnik	40	85	500
Vorteich	150	250	300
Beete	200	210	255
Ausweichbeet	65	70	85
Pumpen	10	50	110
Vorlagebehälter	30	35	50
Landschaftspflegerische Leistungen	50	70	150
Wege	6	10	20
Summe	566	820	1.540

Bei kleinen Kläranlagen können die spezifischen Kosten auf 1.000 €/EW verringert werden, wenn Abwasserteichanlagen eingesetzt werden.

Zur Abschätzung von Investitionskosten können auch Kostenfunktionen herangezogen werden, die auf der Auswertung von Kostendaten für vergleichbare Anlagen basieren.

Für die Investitionskosten von Pflanzenkläranlagen (Mischsystem) und technischen Kläranlagen sei dies anhand der Auswertungen von [Wagner, 2004] für Anlagen im Saarland dargestellt (Tab. 12.4).

Tab. 12.4: Investitionskosten auf Basis von Kostenfunktionen nach [Wagner, 2004]

Anschlussgröße	Technische Kläranlage €/EW	Pflanzenkläranlage €/EW
100 EW	3.570	2.560
250 EW	2.450	1.740
500 EW	1.850	1.300

Die Kostenaufteilung Bau/maschinelle Ausrüstung beträgt für diese Wirtschaftlichkeitsbetrachtung für technische Kläranlagen 60 %/40 %, für die Pflanzenkläranlagen 90 %/10 %.

12.2.4 Kostenverteilung bei Kleinkläranlagen

Eine Kostenschätzung für die gesamten Herstellungskosten von Kleinkläranlagen gestaltet sich schwierig,

Tab. 12.5: Zusammenstellung von Kostendaten für Kleinkläranlagen nach [BDZ, 2011]

Anlagentyp	EW	SBR Euro	Membranfiltration Euro	Wirbelbett Euro	Bodenkörperfilter Euro	Rotationstauchkörper Euro
Nettokosten						
Neubau (Vorbehandlung und biologische Reinigungsstufe), Behälter mit Technik und Fracht, max. 100 km ab Werk, mit Einbau in vorgefertigte Baugrube, Montage, Inbetriebnahme	4	3.300–4.200	4.900–7.500	3.500–4.800	4.400–5300	3.700–5.200
	12	4.300–6.000	6.200–14.000	4.800–6.300	8.500–10.200	4.900–6.100
	50	10.900–16.500	21.400–42.000	12.000–14.700	24.200–29.000	19.400–23.300
Nachrüstung (bestehende Vorbehandlung) Nur Technik, Fracht bis max 100 km ab Werk, mit Einbau, Montage, Inbetriebnahme	4	2.200–2.700	2.900–7.000	1.850–2.400	3.300–4.000	2.200–2.700
	12	2.600–3400	3.500–14.000	2.050–3.300	5.800–7.000	2.900–3.500
	50	4.200–8.400	16.500–42.000	6.200–8.100		
Betriebskosten						
Kanalbenutzungsgebühr	Auf Nachfrage beim zuständigen Abwasserbeseitigungspflichtigen					
Reparaturkosten	Auf Basis konkreter Angebotskalkulation der Wartungsfirma					
Fäkalschlammensorgung	m ³ /(E·a)	0,6	0,3	0,4	0,4	0,4
Stromkosten (bis 8 EW)	kWh/(E·a)	93	Keine Angaben	147	bei Hanglage kein Verbrauch	109
Wartungskosten inkl. Analytik	150 bis 200 Euro					

12.3 Beispiel für eine Kostenberechnung zur Beurteilung von Wirtschaftlichkeitsgrenzen

12.3.1 Allgemeines

In Gemeinden mit weitläufiger Siedlungsstruktur, evt. dichter besiedeltem Kerngebiet, sind im Abwasserkon-

zept auch die Möglichkeiten und Grenzen einer dezentralen Abwasserentsorgung zu diskutieren. Insbesondere ist die wirtschaftlichste Lösung durch Aufarbeitung regionaler Kostendaten und einem anschließenden Wirtschaftlichkeitsvergleich zu bewerten. In einem ersten Bearbeitungsschritt sind aus technischer Sicht mögliche Entsorgungsgebiete festzustellen. Diese können aus

da gerade bei Anschlussgrößen von 4 E viele Leistungen in Eigenarbeit erbracht werden. Bei den in Tab. 12.5 genannten Investitionskosten handelt es sich daher um Neubaukosten der Anlagenteile, die für die Behälter mit Technik und Fracht bis 100 km aufgewendet werden müssen. Bei Nachrüstung einer Anlage werden nur die Kosten für Technik und Fracht berücksichtigt. Sie basieren auf Recherchen des Bildungs- und Demonstrationszentrums für dezentrale Abwasserbehandlung e.V. (BDZ) Die Preise können nur als erste Abschätzung verstanden werden, die regional großen Schwankungen unterliegen kann. Es wird daher empfohlen sich immer aktuelle Angebote einzuholen.

Zusätzlich können folgende Kosten (Stand 2011) beim Bau einer Kleinkläranlage anfallen. Sie sind abhängig vom Umfang der Eigenleistung, der Grundstücksbeschaffenheit, zusätzlichen Reinigungsanforderungen, Art der Verbringung des gereinigten Abwassers etc. nach [BDZ, 2011]:

- Baugrundgutachten (400-800 €)
- Baugrubenaushub, -verfüllung, -abfuhr (ca. 1.500 € pauschal für 4 EW)
- Dichtheitsprüfung (120-280 €)
- Probeentnahmeschacht (265 €)
- Rückstausicherung (250 €)
- Verbringung des gereinigten Abwassers in einen Vorfluter (10 m, 450 €)
- Versickerungsgutachten (150-300 €).

zept auch die Möglichkeiten und Grenzen einer dezentralen Abwasserentsorgung zu diskutieren. Insbesondere ist die wirtschaftlichste Lösung durch Aufarbeitung regionaler Kostendaten und einem anschließenden Wirtschaftlichkeitsvergleich zu bewerten. In einem ersten Bearbeitungsschritt sind aus technischer Sicht mögliche Entsorgungsgebiete festzustellen. Diese können aus

mehreren Grundstücken bzw. Straßenzügen, die sich zu hydraulisch und topografisch sinnvollen Entsorgungsgebieten aggregieren lassen, bestehen. Für jedes Entsorgungsgebiet ist dann an Hand eines einheitlichen Rasters zu bewerten, ob eine dezentrale Abwasserentsorgung technisch und hydrologisch möglich und wirtschaftlich sinnvoll ist [Fehr, 2003].

Die nachfolgenden Ausführungen konzentrieren sich auf die Darstellung und Ableitung der Wirtschaftlichkeitsgrenzen.

Die Jahreskosten, die anhand örtlicher Bau- und Betriebskosten unter Beachtung der lokalen Kalkulationsparameter für Kleinkläranlagen für 4 Einwohner ermittelt worden sind, werden den Kosten für eine zentrale Kanalisation und Abwasserbehandlung gegenübergestellt.

Würde bei der Erstellung eines Abwasserkonzeptes je Grundstück über einen Anschluss entschieden, so wäre davon auszugehen, dass alle Anschlüsse, die teurer als die ermittelten Grenzen für Kleinkläranlagen sind, als unwirtschaftlich zu bezeichnen wären. Wenn die Gemeinde in ihrer Abwasserbeseitigungssatzung jedoch bei Bau einer zentralen Kanalisation ausdrücklich einen Anschluss- und Benutzungszwang festgelegt hat, ist als Vergleichsmaßstab nicht nur das einzelne Grundstück, sondern ein nach technischen Gesichtspunkten sinnvoll konstruiertes Kanalnetz, das aus mehreren zusammenhängenden Straßenzügen bestehen kann, zum Vergleich heranzuziehen.

12.3.2 Projektbeispiel Wirtschaftlichkeitsgrenzen

Das folgende Beispiel ist nach einem Abwasserbeseitigungskonzept [ZV JenaWasser, 2010] zusammengestellt.

Beispiel:

Es soll die Wirtschaftlichkeitsgrenze für einen zentralen Anschluss eines gemeindlichen Gebietes überschlägig ermittelt werden. Es wird davon ausgegangen, dass keine Teilortkanalisation vorhanden ist. Für die Kleinkläranlagen ist nur der Neubau von Vorbehandlung und biologischer Stufe zu berücksichtigen.

Investitionskosten Kleinkläranlage	5.000 €
Nutzungsdauer (Bestandsschutz)	15 Jahre
Zinssatz	5 %
durchschnittliche Haushaltsgröße	3 Personen
Kapitalkosten	
Zinsen nach Durchschnittsmethode (5.000/2 · 5/100) =	125 €
Abschreibung, linear	333 €
Summe Kapitalkosten	458 €
Betriebskosten	
Wartung	250 €
Verwaltungskosten	50 €
Energie und Instandhaltung	100 €

Fäkalschlammabfuhr, Kosten nach Gebührenkalkulation, im Durchschnitt 0,5 m ³ /E: 28,50 · 0,5 · 3 =	43 €
Summe Betriebskosten	443 €

Die Gesamtkosten pro Jahr ergeben sich zu rund 900 Euro je Hausanschluss.

Ein zentraler Anschluss verursacht neben den Kapitalkosten für Kanal und Kläranlage auch Betriebs-, Unterhaltungs- und Verwaltungskosten. Die durchschnittlichen Kosten je Anschluss ohne Zinsen und Abschreibungen gemäß der aktuellen Gebührenkalkulation betragen hierfür 390 Euro pro Jahr.

Da die zentrale Kläranlage noch Kapazitäten frei hat, sind für den zentralen Anschluss nur die Kanalbaukosten als neue Investition zu berücksichtigen. Für die benötigten Leitungen wird von einer Nutzungsdauer von 50 Jahren ausgegangen.

Für diese Investition ist die wirtschaftliche Grenze bezogen auf Jahreskosten und Anschluss
900 - 390 = 510 €/a und Anschluss.

Mit Annahme eines gleichen Zinssatzes für die Kapitalkosten liegt die Grenze für den wirtschaftlichen Aufwand der Investition bei

$$510 / (1/2 \cdot 5/100 + 1/50) = 11.333 \text{ € je Hausanschluss.}$$

12.4 Projektbeispiel zur Wirtschaftlichkeitsrechnung nach KVR-Richtlinien

12.4.1 Aufgabenstellung

Das bestehende Abwasserreinigungskonzept einer Gemeinde ist infolge gestiegener Belastung und verschärfter Überwachungswerte neu zu überdenken. Betroffen sind zwei Gemeindeteile: A-Dorf mit 500 und C-Stetten mit 5.000 Einwohnerwerten (EW). Die Gemeinde hat abzuwägen, ob es zweckmäßiger ist A-Dorf an die Kläranlage C-Stetten über eine Druckrohrleitung anzuschließen oder die Kläranlage in A-Dorf mit Membrantechnik zu ertüchtigen. A-Dorf liegt an einer Talsperre, die der Naherholung dient und als Badegewässer genutzt wird. C-Stetten liegt unterhalb der Talsperre. Das Regenwasser der beiden Gemeindeteile wird bereits separat erfasst und behandelt.

12.4.2 Beschreibung der Projektalternativen

Alternative 1: Einzelkläranlagen A1

In A-Dorf wird die Ertüchtigung der Kläranlage vorgesehen. Da das gereinigte Abwasser über einen Graben in die Talsperre geleitet wird, ist zur Hygienisierung des Ablaufes der Einsatz von Membrantechnik geplant. Zusätzlich ist eine P-Fällung zu berücksichtigen.

Im Vorfeld wurden folgende Punkte geklärt:

- Eine bauliche Erweiterung des Belebungsbeckens wird durch die mögliche Erhöhung des TS-Gehaltes mit der Membrantechnik nicht erforderlich. Es ist lediglich die Maschinenteknik zu erneuern. Eine Begutachtung der vorhandenen Bausubstanz ergab, dass mit einigen kleinen Sanierungsmaß-

nahmen erst in 20 Jahren umfangreichere Reinvestitionen erforderlich sein werden.

- Die Kläranlage ist hydraulisch ausreichend dimensioniert.
- Für eine Nassschlammverwertung sind ausreichende Lagerkapazitäten vorhanden.

Alternative 2: Gemeinschaftskläranlage A2

Alternativ wird die Kläranlage in C-Stetten zu einer Gemeinschaftskläranlage umgebaut, an die A-dorf über eine Druckleitung anzuschließen ist. Das Abwasser wird durch ein Pumpwerk und eine Druckleitung (8 km, DN 100) zur Kläranlage C-Stetten transportiert. Eine Einrichtung zur Spülung der Leitung mit Druckluft ist vorgesehen.

tionskosten für den Anteil A-Dorf können also vernachlässigt werden.

- Die Kläranlage ist hydraulisch ausreichend dimensioniert. Es wurde in der Vergangenheit in Maßnahmen zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung investiert, sodass der Zufluss sich nicht signifikant erhöht hat.
- Für die Schlammverwertung sind ausreichend Kapazitäten vorhanden. Platz für eine mobile maschinelle Schlammverwertung ist vorhanden.
- Die für den Anschluss von A-Dorf erforderliche Druckrohrleitung kann in einen vorhandenen Wirtschaftsweg verlegt werden.

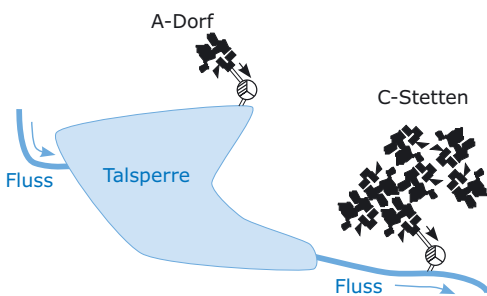
12.4.3 Eignung der Kostenvergleichsrechnung

Zu Beginn der Untersuchung kann noch nicht entschieden werden, ob eine Kostenvergleichsrechnung ausreichende Entscheidungsgrundlagen liefert. Beide Alternativen sind nicht vollständig nutzengleich. Da für die Einleitung in die Talsperre verschärfte Überwachungswerte gelten, sind die Reinigungsleistungen nicht gleich. Weiterhin gibt es über diesen Aspekt hinausgehende unterschiedliche Wirkungen, die sich zudem teilweise monetär nicht bewerten lassen. Deshalb ist die beim Kostenvergleich ermittelte kostengünstigste Alternative in der Gesamtbeurteilung auch nur dann die vorteilhafteste, wenn der aus den unterschiedlichen Alternativenwirkungen resultierende Nutzenüberschuss dieser Alternative zugerechnet werden kann.

12.4.4 Kostenermittlung

Im gegebenen Fall liegen detaillierte Kostenkalkulationen noch nicht vor. Zur Kostenabschätzung werden Kostendaten verwendet, die der Planungsverband aus aktualisierten Kosten für den Bau und Betrieb einer größeren Anzahl von Anlagen hergeleitet hat. Generell ist hier nochmals darauf hinzuweisen, dass aus Gründen der Qualitätssicherung von Kostenvergleichsrechnungen das Arbeiten mit Kosteninformationen, die aus breiter streuenden Datenkollektiven gewonnen sind, mitunter große Risiken in sich birgt.

Alternative 1 (Ertüchtigung Kläranlage A-Dorf)



Alternative 2 (Anschluss A-Dorf an Kläranlage C-Stetten)

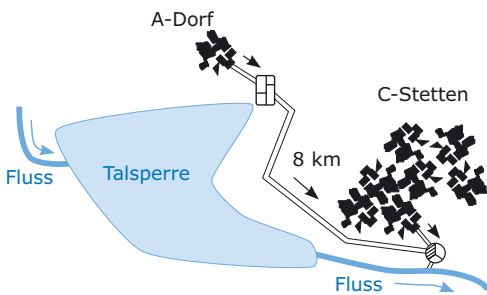


Abb. 12.3: Systemskizze zu den Alternativen A1 und A2

Im Vorfeld wurden folgende Punkte geklärt:

- Die Kläranlage C-Stetten wird von 2.500 EW auf 5.000 EW erweitert. Es müssen die Anforderungen nach Größenklasse 2 der Abwasserverordnung eingehalten werden. Für die biologische Reinigung wird ein zum bestehenden Becken baugleiches Becken vorgesehen (Redundanz). Eine 2. Ausbaustufe ist bereits in der 1. Ausbaustufe durch Berücksichtigung von Erweiterungsflächen eingeplant worden. Die Berücksichtigung von A-Dorf mit 10 % des geplanten Anschlusses erfordert keine zusätzlichen Investitionen. Die Investi-

Investitionskosten IK

Kläranlage (KA, ohne Grunderwerb): IKKA bei

EW	IKKA (Bau)	IKKA (Masch)
500 EW	50.000 €	
Membrantechnik (Maschinen 1)		100.000 €
P-Fällung, Belüftung (Maschinen 2)		45.000 €
5.000 EW	entfällt für Vergleich	entfällt für Vergleich

Kosten für Grund und Boden fallen bei beiden Alternativen nicht an, weshalb diese Kostenart hier unberücksichtigt bleibt.

Pumpwerk (PW): IKPW laut Richtwertangebot bei
 Förderleistung in l/s IKPW (Bau) IKPW (Masch)
 4-7 l/s 35.000 € 20.000 €

Druckrohrleitung (KAN, einschl. Wartungsschächte, Kreuzungen, Dükerungen und Nutzungsentschädigung): SIKKAN (spezif. Investitionskosten) bei

Kanaldurchmesser SIKKAN bei:
 DN 100 85 €/m

Laufende Kosten LK

Kläranlage (KA) bei: LKKA bei

- 500 EW = 64 €/(EW·a)
- 5.000 EW = 38 €/(EW·a)

Es werden 10% der laufenden Kosten der Kläranlage C-Stetten für den Anschluss von A-Dorf an C-Stetten berücksichtigt.

Pumpwerk (PW)

- baulicher Teil: LKPW(Bau) = 0,01 · IKPW(Bau) in €/a
- maschineller Teil:
 LKPW(Masch) = 0,025 · IKPW(Masch) in €/a

Energiekosten:

- LKPW(Ener) = JAM · H_{man} · Faktor · SP in €/a
- mit JAM = Abwassermenge in m³/a
- H_{man} = manometrische Förderhöhe in m

- Faktor = 0,005 in kW/m³·m
- SP = Strompreis in €/kWh

Druckrohrleitung (KAN): LKKAN = 0,005 · IKKAN in €/a.

Die mit diesen Ansätzen ermittelten Kosten sind gerundet in den Tab. 12.6 (Investitionskosten) und Tab. 12.7 (laufende Kosten) zusammengestellt.

12.4.5 Finanzmathematische Aufbereitung

12.4.5.1 Kalkulationsparameter

Die Höhe des Zinssatzes wird mit dem Standardwert von real 3 % p.a. angesetzt. Bei den laufenden Kosten sollen von vornherein alternativ unterschiedliche reale Preissteigerungsraten von 0 und 2 % p.a. berücksichtigt werden. Der Untersuchungszeitraum wird auf 40 Jahre festgelegt, um ein gemeinsames Vielfaches der nachfolgend ausgewählten Nutzungsdauern der einzelnen Anlagenteile zu erhalten.

Für die einzelnen Anlagenteile gelten in Anlehnung an Kap. 9.A.1 *Durchschnittliche Nutzungsdauern abwasserwirtschaftlicher Anlagen [LAWA, 2005]* und Kap. 9.A.2 *Faktoren für die Kostenrechnung* die folgenden Nutzungsdauern für kleine Anlagen in Kompaktform und Umrechnungsfaktoren:

- Kläranlagen (baulicher Teil: 20 Jahre/maschineller Teil: 10 Jahre, maschineller Teil Membrantechnik 5 Jahre)
- Pumpwerke (baulicher Teil: 20 Jahre/maschineller Teil: 10 Jahre)
- Druckrohrleitung: 40 Jahre.

Tab. 12.6: Zusammenstellung der Investitionskosten IK für die Alternativen

Kostengruppe	Auslegung	spezifische Kosten	Investitionskosten in €	
			Alternative A1	Alternative A2
Kläranlagen(KA)				
Einzelanlage A-Drof				
	Bau	500 EW	50.000	
	Maschinen 1	500 EW	100.000	
	Maschinen 2	500 EW	45.000	
Anlage C-Stetten				
	Bau	5.000 EW		
	Maschinen	5.000 EW		
Summe IKKA			195.000	-
Pumpwerk (PW)				
A-Dorf				
	Bau	4-7 l/s		35.000
	Maschinen	4-7 l/s		20.000
Summe IKPW			-	55.000
Kanäle (KAN)				
	A-Dorf	8 km DN 100	85 €/m	680.000
Summe IKKAN				680.000
Summe Investitionskosten IK			195.000	735.000

Tab. 12.7: Zusammenstellung der laufenden Kosten LK für die Alternativen

Kostengruppe	Auslegung	spezifische Kosten	Laufende Kosten in €/a	
			Alternative 1	Alternative 2
Kläranlagen (KA)				
Einzelanlage A-Dorf	500 EW	64 €/ (EW·a)	32.000	
Anlage C-Stetten	5.000 EW (hier Anteil 10 %)	38 €/ (EW·a)		19.000
Summe LKKA			32.000	19.000
Pumpwerk (PW)				
A-Dorf				
Bau	4-7 l/s			350
Maschinen	4-7 l/s			500
Energiekosten	JAM=50.000 m ³ /a H _{man} =35 m	0,07 €/kWh		620
Summe LKPW (gerundet)				1.500
Summe Kanäle LKKAN				3.400
Summe Laufende Kosten LK			32.000	24.000

Die Investitionsphase erstreckt sich für die Druckrohrleitung der Alternative 2 über zwei Jahre. Dafür wird nach den Überlegungen zum Bauablaufplan nachfolgende Kostenaufteilung angesetzt:

	Druckrohrleitung	Übrige Maßnahmen
1. Jahr	50 %	0 %
2. Jahr	50 %	100 %

Für Alternative 1 sind zusätzlich bauliche Reinvestitionen nach 20 Jahren in Höhe von 195.000 € einzuplanen. Die jeweils anzusetzenden Kosten für Reinvestitionen werden in der finanzmathematischen

Umrechnung als Einzelzahlungen behandelt. Lediglich die Reinvestitionskosten der Membrantechnik (MT) werden als Jahreskosten (LK MT) berücksichtigt, da die Nutzungsdauer relativ gering ist.

Bezugszeitpunkt ist der Betriebsbeginn am Ende der Investitionsphase (Bezugszeitpunkt „0“).

12.4.5.2 Kostenumrechnung

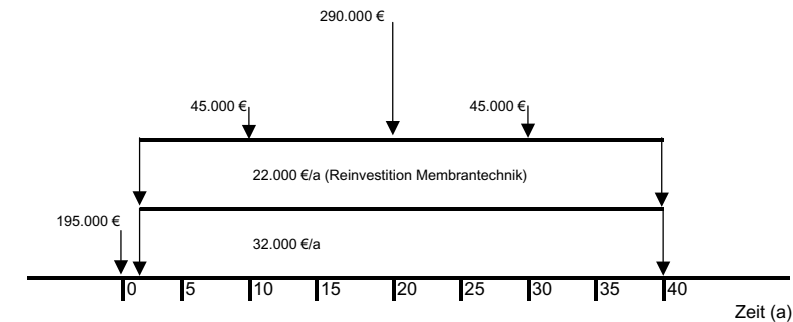
Die zu vergleichenden Projektkostenreihen sind in Abb. 12.4 dargestellt.

Die Vorgehensweise der Barwertberechnung und die Ergebnisse sind in Tab. 12.8 enthalten.

Tab. 12.8: Berechnung der Projektkostenbarwerte PKBW für die Alternativen A1 und A2 bei einem Realzinssatz von 3 % p.a.

Kostenart	Umrechnungsfaktor	Alternative 1		Alternative 2	
		Barwert in €	nominale Kosten in € bzw. €/a	Barwert in €	nominale Kosten in € bzw. €/a
Investitionskosten IK (Bauphase 2Jahre) IK·AFAKE(3;n)					
1. Jahr (n=1)	1,0300			340.000	350.000
2. Jahr (n=0)	1,0000	195.000	195.000	395.000	395.000
Zwischensumme IK; IKBW (gerundet)		195.000	195.000	735.000	745.000
Reinvestitionskosten IKR nJahre nach Bezugszeitpunkt IKR·DFAKE(3;n)					
n=10	0,7441	45.000	33.500	20.000	15.000
n=20	0,5537	95.000 + 195.000	160.000	55.000	30.500
n=30	0,4120	45.000	18.500	20.000	8.500
Zwischensumme IKR; IKRBW (gerundet)		380.000	212.000	95.000	54.000
Laufende Kosten LK					
LKMT KFAKR(3;5) und DFAKR(3,40)	0,21835	22.000	508.000		
LK·DFAKR(3;40)	23,1148	32.000	740.000	24.000	555.000
Zwischensumme LK; LKBW		54.000	1.248.000	24.000	555.000
Projektkostenbarwert PKBW (gerundet)			1.655.000		1.354.000

Alternative 1: Ertüchtigung Einzelkläranlage für verschärfte Reinigungsanforderungen



Alternative 2: Anschluss an Gemeinschaftskläranlage

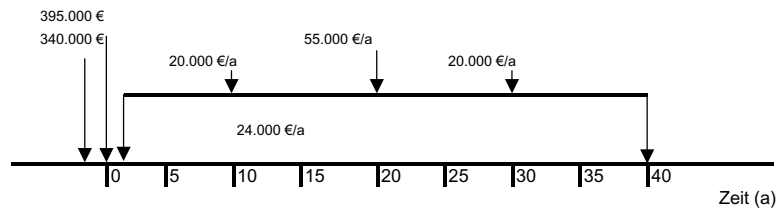


Abb. 12.4: Projektkostenreihe

12.4.6 Kostengegenüberstellung

Der Vergleich der Projektkostenbarwerte beider Alternativen auf der Grundlage eines Realzinssatzes von 3 % p.a. ohne Berücksichtigung von Preissteigerungen bei den laufenden Kosten ergibt kapitalisierte Kostenersparnisse für die Alternative A2 (Anschluss an Gemeinschaftskläranlage) von:

$$PKBW_1 - PKBW_2 = 1.655.000 - 1.354.000 = 301.000 \text{ €}.$$

Die Zusammenstellung der Kosten in der folgenden Tabelle gibt einen Überblick über die unterschiedliche Kostenstruktur aufgrund der verschiedenen Nutzungsdauern von Anlagenteilen der beiden Alternativen.

Tab. 12.9: Zusammenstellung der Projektkostenbarwerte

Kostenart	Alternative 1	Alternative 2
	Barwert in €	Barwert in €
Investitionskosten IK	195.000	745.000
Reinvestitionskosten IKR	380.000	54.000
Laufende Kosten LK Membrantechnik	508.000	–
Laufende Kosten LK, sonstige	740.000	555.000

Das bedeutet: Unter den getroffenen Annahmen ist der Anschluss an die Gemeinschaftskläranlage kostengünstiger als die Ertüchtigung der Kläranlage in A-Dorf. Die höheren laufenden Kosten sind der aufwändigeren Verfahrenstechnik bei Alternative A1 gegenüber Vari-

ante A2 aufgrund höherer Anforderungen und der geringen Nutzungsdauer der Membrantechnik geschuldet.

Der Vorteil der Variante A2 vergrößert sich, wenn sich während des Betriebes mit den laufenden Kosten reale Preissteigerungen einstellen, da Alternative A1 höhere laufende Kosten verursacht als Alternative A2. Bei Verlängerung der Nutzungsdauern für die Membrantechnik aufgrund technischen Fortschritts verringert sich der Vorteil für Variante A2.

12.4.7 Empfindlichkeitsprüfungen

Im Rahmen der Empfindlichkeitsprüfung werden die Auswirkungen von Änderungen wichtiger Rechengrößen wie Realzinssätzen, Nutzungsdauern und Preissteigerungsraten auf das Ergebnis ermittelt. Hier werden die Auswirkungen von einer Veränderung der Nutzungsdauer für die Membrantechnik und von Preissteigerungsraten näher betrachtet.

Unter denselben Annahmen wie bei der vorangegangenen Berechnung (Realzinssatz $i = 3\%$ p.a., Untersuchungszeitraum $n = 40$ Jahre, gleiche Verteilung der Investitions- und Reinvestitionskosten) wird nun mit einer realen jährlichen Preissteigerungsrate für die laufenden Kosten von $r = 2\%$ p.a. gerechnet. Die Vorgehensweise der Barwertberechnung und die Ergebnisse sind in Tab. 12.10 enthalten.

Der Kostenvorteil (Kapitalwert) der Lösung mit Anschluss an eine Gemeinschaftskläranlage erhöht sich unter dieser Annahme auf:

$$PKBW_1 - PKBW_2 = 1.970.000 - 1.590.000 = 380.000 \text{ €}.$$

Tab. 12.10: Berechnung der Projektkostenbarwerte bei einem Realzinssatz von 3 % p.a. und einer realen jährlichen Preissteigerungsrate bei den laufenden Kosten von 2 % p.a.

Kostenart	Umrechnungsfaktor	Alternative 1		Alternative 2	
		nominale Kosten in € bzw. €/a	Barwert in €	nominale Kosten in € bzw. €/a	Barwert in €
Investitionskosten IK (wie in Tab. 9.A.6)		195.000	195.000	735.000	745.000
Reinvestitionskosten IKR (wie in Tab. 9.A.6)		380.000	212.000	95.000	54.000
Laufende Kosten LK (MT)		22.000	508.000	–	–
Laufende Kosten LK (Tab. 9.A.11)					
LK·DFAKRP(2;3;40) 32,9573		32.000	1.055.000	24.000	791.000
Projektkostenbarwert PKBW (gerundet)			1.970.000		1.590.000

Mit Annahme einer Nutzungsdauer von 10 Jahren für die Membrantechnik verändert sich der Projektkostenbarwert wie folgt:

$$\Delta PKBW(MT) = IKRBW(MT) - LKBW(MT) = 100.000(0,7441 + 0,5537 + 0,4120) - 508.000 = 171.000 - 508.000 = -337.000 \text{ €}.$$

Der Kostenvorteil von 301.000 € bzw. 380.000 € für Variante A2 wird bei Verlängerung der Nutzungsdauer Membrantechnik aufgezehrt. Die beiden Varianten wären in etwa kostengleich.

12.4.8 Gesamtbeurteilung

Der Kostenvergleich hat gezeigt, dass der Anschluss von A-Dorf an die Kläranlage C-Stetten kostengünstiger ist als der Ausbau der Kläranlage A-Dorf für verschärfte Anforderungen an die Einleitung. Die Berücksichtigung realer Preissteigerungen bei den laufenden Kosten erhöhen die Vorteilhaftigkeit für den Bau einer Gemeinschaftskläranlage zusätzlich. Erst bei Verlängerung der Nutzungsdauer der Membrantechnik durch technischen Fortschritt wird die Alternative A1 kostenmäßig gleichwertig.

Bei der Gesamtbeurteilung sind für komplexe Problemstellungen neben dem Kostenvergleich auch andere Gesichtspunkte zu würdigen. Für diese Fälle wird die Kostenvergleichsrechnung als alleinige Entscheidungshilfe nicht ausreichend sein. Zugeschnitten auf die Besonderheiten jedes einzelnen Planungsproblems werden dann folgende allgemeine Kriterien zusätzlich heranzuziehen sein:

- Umweltverträglichkeit, Auswirkungen auf die Gewässer, Nähe zur Bebauung,
- Betriebs- und Entsorgungssicherheit, Verfahrenstechnik,
- Reststoffbeseitigung (Transportentfernung bei landwirtschaftlicher Unterbringung),
- Landschafts- und Immissionsschutz und
- Möglichkeiten des Grunderwerbs.

Aus der Diskussion über die generellen Vor- und Nachteile einer Gemeinschaftskläranlage lassen sich besonders folgende Argumente herausziehen. Die Vorteile liegen dort, wo durch den Zusammenschluss mehrerer

kleinerer Orte eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße entsteht, die

- entsprechend der zu erwartenden Entwicklung ausbaufähig konstruiert und bei Notwendigkeit in effizienter Weise erweitert werden kann,
- den Einsatz von arbeitssparenden Maschinen gestattet und damit unhygienische Handarbeit reduziert,
- aus wirtschaftlicher und technischer Sicht eher eine weitergehende Reinigung erlaubt sowie selbsttätige Messeinrichtungen und Steuerungsanlagen zulässt,
- die aus verschiedenen Orten kommenden und dadurch abgeminderten Stoßbelastungen nach Menge und Verschmutzung besser verarbeiten kann,
- industrielles Abwasser aus mehreren Orten ausgleicht und nach der Vermischung mit häuslichem Abwasser besser reinigt,
- durch fahrlässige oder trotz Verboten ausgeübte Einleitungen gefährlicher Stoffe weniger geschädigt wird,
- ständig unter der Aufsicht von ausgebildetem Klärwerkspersonal steht,
- die Kontrolle der Umweltemissionen wirtschaftlicher und technisch einfacher ermöglicht, was auch zur Reduzierung behördlichen Überwachungsaufwands beiträgt,
- infolge dieser Gegebenheiten eine hohe und zu allen Zeiten sichere Reinigungsleistung gewährleistet.

Als nachteilig sind folgende Punkte zu sehen:

- durch weiträumigen Transport entzogenen Trink- und Brauchwassers sowie behandlungsbedürftigen Niederschlagswassers wird der lokale Abfluss reduziert,
- die nach der Reinigung an einem Punkt eingeleitete Restschmutzfracht wächst mit der Kläranlagengröße und
- der Transport zu zentralen Kläranlagen bedingt häufig ein komplexeres und damit anfälligeres Transportsystem. Die Nutzungsdauern von Transportsystemen sind zudem deutlich länger als für Abwasserreinigungssysteme, was eine langfristige Bindung an das gewählte System implementiert.

12.5 Projektbeispiel Kosten-Nutzwertanalyse

12.5.1 Methodik

Im Anschluss an die geschilderten Kostenbetrachtungen ist in der Regel eine Bewertung der nicht monetären Aspekte sinnvoll, da in den seltensten Fällen eine völlige Nutzengleichheit der Alternativen vorliegt. Hierzu wird zur Beurteilung von Nutzenaspekten wie Qualität, Sicherheit einer Maßnahme, Umweltstandard die Methode der Nutzwert-Analyse angewendet.

Die Methode baut auf folgenden Ablaufschritten auf:

1. Festlegung von Bewertungskriterien
Die Kriterien oder Ziele, die zur Beurteilung der Alternative dienen, sind festzulegen und entsprechend ihrer Bedeutung zu gewichten. Die Summe der Gewichte beträgt 100 %.
2. Beurteilung der Alternativen
Für jede Alternative wird beurteilt, ob ein Kriterium zutrifft. Entsprechend sind zum Beispiel zwischen 0 bis 10 Punkte zu vergeben. Der je Kriterium benutzte Maßstab zur Beurteilung ist so genau wie möglich festzuhalten.
3. Berechnung des Ergebnisses
Der Teilnutzen einer Alternative im Hinblick auf ein Kriterium ergibt sich durch Multiplikation der Punkte und der Gewichtung. Der Nutzwert einer Maßnahme errechnet sich aus der Addition der zugehörigen Teilnutzen und dient als Vergleichsmaßstab zur Bewertung der Alternativen untereinander.

Zielkriterien einer Nutzwert-Analyse können sein: Betriebssicherheit, Emissionsverhalten, Akzeptanz bei den Bürgern, Komfort, Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Rahmenbedingungen.

Zum Abschluss der Nutzwertanalyse sind die Ergebnisse mit der monetären Bewertung zusammenzufassen (Nutzwert-Kostenanalyse). Wenn die Entscheidung nach Nutzwerten anders ausfällt als die Entscheidung nach Kostengesichtspunkten, ist eine Bewertung der Kosten mit Punkten erforderlich.

Die Berechnung der Ergebnisse einer Nutzwert-Analyse sollte mithilfe einer Matrix durchgeführt werden.

12.5.2 Projektbeispiel

Das Fallbeispiel bezieht sich auf die Entscheidungsfindung für eine Abwasserinvestition im ländlichen Raum. Am Beispiel des Ortsteils Putzkau der Gemeinde Schmölln-Putzkau hat der Freistaat Sachsen, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, den Prozess einer Entscheidungsfindung dokumentiert [SMUL, 2004].

Der Ortsteil Putzkau ist kein Verdichtungsgebiet > 2.000 EW und unterliegt damit nicht den Fristen der EU-Richtlinie Kommunalabwasser für eine Kanalisation (vgl. *Kap. 2 Rechtsgrundlagen und Regelwerke*). Im Kerngebiet leben rd. 1.750 Einwohner auf 500 Grundstücken, im Außengebiet 150 Einwohner auf 60 Grundstücken. Für das Kerngebiet ergibt sich eine Einwohnerdichte von ca. 14 E/ha.

Die Mehrzahl der Einwohner betreibt private Abwasserbehandlungsanlagen (Sickergruben, abflusslose Sammelgruben, Mehrkammergruben, teilweise vollbiologische Kleinkläranlagen). Ein großer Teil der Mehrkammergruben muss erneuert werden. Zusätzlich werden 6 öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen betrieben, von denen eine Containeranlage für 200 EW mit aerober Schlammstabilisierung weiterhin genutzt werden soll.

Vor Aufstellung der Untersuchungsvarianten wurden folgende Punkte mit den Behörden geklärt:

1. Die Auswirkungen von Abwassereinleitungen aus vollbiologischen Kleinkläranlagen und kleinen Kläranlagen wurde als unbedenklich eingestuft, wenn die Anlagen nach dem Stand der Technik errichtet und betrieben werden.
2. Die Versickerung des gereinigten Abwassers bzw. die Einleitung in Oberflächengewässer ist grundsätzlich möglich.

Insgesamt wurden 14 Untersuchungsvarianten aufgestellt, die zum Teil auch Kombinationslösungen aus mehreren Alternativen waren. Grundsätzliches Ziel für alle Lösungen ist eine ordnungsgemäße Abwasserbe- seitigung. Folgendes Untersuchungsspektrum wurde abgedeckt:

- Für die Außengebiete kamen nur dezentrale Lösungen infrage.
- Für das Kerngebiet wurden die Varianten Freigefällekanalisation, Vakuumkanalisation, Freigefällekanalisation und Druckkanalisation mit Überleitung zu einer vorhandenen zentralen Kläranlage aufgestellt.
- Daneben wurden für das Kerngebiet auch dezentrale sowie ortsteilbezogene Abwasserlösungen untersucht.

Zunächst wurde für die Untersuchungsvarianten eine Kostenvergleichsrechnung nach LAWA mit einer monetären Bewertung durchgeführt, um die Anzahl der Varianten einzuschränken. Als kostenvorteilhafte Abwasserlösungen wurden damit ermittelt:

- Variante 3:** Vakuumkanalisation im Kerngebiet mit Überleitung zur vorhandenen zentralen Kläranlage,
- Variante 5:** 450 vollbiologische Kleinkläranlagen mit 4 EW Anschlussgröße,
- Variante 6:** 40 vollbiologische Kleinkläranlagen für 50 EW (Tropfkörperanlagen),
- Variante 7:** 40 Pflanzenkläranlagen für 50 EW,
- Variante 13:** 5 Pflanzenkläranlagen 50 EW sowie 35 vollbiologische Kleinkläranlagen 50 EW (Tropfkörperanlagen)
- Variante 14:** 50 mal Nachrüstung auf vollbiologische Kleinkläranlagen 4 EW sowie 36 vollbiologische Kleinkläranlagen 50 EW.

Im Rahmen einer anschließend durchgeführten Kosten-Nutzwert-Analyse wurden durch den Entscheidungsträger zusätzliche nichtmonetäre Kriterien bewertet. Die Vergabe von Nutzenpunkten und Gewichtungsfaktoren wurden vom kommunalen Auf-

gabenträger (Bürgermeister in Abstimmung mit dem Gemeinderat) selbst vorgenommen und kann sinnvoll durch die Zusammenarbeit mit Behörden, Planern und interessierten Bürgern unterstützt werden.

Als Ziele für die Kosten-Nutzwert-Analyse und deren Gewichtung (GW) wurden definiert:

- Kostenvorteilhaftigkeit mit 60 %
- Ökologischer und sozialer Zusatznutzen mit 5 %
- Entsorgungskomfort/Entsorgungssicherheit mit 10 %
- Bürgerinteressen mit 20 %
- Möglichkeit/Verfügbarkeit von Zuschüssen mit 5 %.

Die Alternativen wurden anhand der Ziele beurteilt und auf einer vorgegeben Skala von 0 bis 3 bewertet. Der Nutzenpunkt (NP) 0 entspricht keinem Nutzen für das beurteilte Kriterium, 1 = geringer Nutzen, 2 = mittlerer Nutzen, 3 = hoher Nutzen bzw. über die Erwartungen hinaus erfüllt.

Der Teilnutzen (TN) für die jeweiligen Ziele ergibt sich aus folgender Beziehung:

$$TN = \frac{GW}{100\%} \cdot NP$$

Damit ließ sich die Matrix in *Tab. 12.11* aufstellen.

Bei privater Trägerschaft der dezentralen Varianten ist die Vorzugsvariante die Variante 3, da für diese Variante eine Förderung möglich ist. Variante 13 liegt allerdings noch im Toleranzbereich von 10 %. Die Gemeinde beabsichtigt die Variante 13 statt in privater Aufgabenträgerschaft in kommunaler Trägerschaft zu verwirklichen, die eine Förderung ermöglicht. Wesentlich für diese Entscheidung war, dass aufgrund der kürzeren Nutzungsdauer und unter Berücksichtigung von möglicherweise veränderten Rahmenbedingungen (wie gesetzliche Anforderungen, Bevölkerungsentwicklung) grundsätzlich die Möglichkeit besteht, bevor Reinvestitionen anfallen, erneut Variantenuntersuchungen durchführen zu können.

Tab. 12.11: Untersuchungsmatrix zur Kosten-Nutzwertanalyse (GW = Gewichtung Teilnutzen, NP = Nutzenpunkt, TN = Teilnutzen)

Varianten	GW	3		5		6		7		13		14	
		NP	TN	NP	TN	NP	TN	NP	TN	NP	TN	NP	TN
Kostenvorteilhaftigkeit	60 %	3	1,80	1	0,60	1	0,60	2	1,20	2	1,20	1	0,60
Ökologischer, sozialer Zusatznutzen	5 %	3	0,15	2	0,10	3	0,15	3	0,15	3	0,15	3	0,15
Entsorgungskomfort, Entsorgungssicherheit	10 %	1	0,10	1	0,10	3	0,30	2	0,20	3	0,30	2	0,20
Bürgerinteressen	20 %	1	0,20	3	0,60	3	0,60	2	0,40	3	0,60	3	0,60
Möglichkeit von Zuschüssen (dezentrale Var. in privater Aufgabenträgerschaft)	5 %	3	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nutzwert	100 %	2,4		1,4		1,7		2,0		2,3		1,6	

Literaturverzeichnis

- [AbwAG, 2001] Abwasserabgabengesetz (AbwAG). Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer. Bundesgesetzblatt I 1976, S. 2721, zuletzt geändert S. 2331. 2001.
- [AbwAG, 2009] Abwasserabgabengesetz (AbwAG). Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer. Bundesgesetzblatt (BGBl) Teil I Nr. 5, Seite 114; aktuelle Fassung vom 31.7.2009. 2009.
- [ATV, 1985] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). Biologisch-chemische und weitergehende Abwasserreinigung. Band IV von Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. Verlag Ernst & Sohn. Berlin. 3. überarbeitete Auflage. 1985.
- [ATV, 1989a] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 135: Grundsätze für die Bemessung von Tropfkörpern und Tauchkörpern mit Anschlußwerten über 500 Einwohnerwerten. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. März 1989. ersetzt durch ATV-DVWK-A 281.
- [ATV, 1989b] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 201: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Oktober 1989.
- [ATV, 1991] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 122: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlußwerte zwischen 50 und 500 Einwohnerwerten. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Juni 1991. in Neubearbeitung als DWA-A 222 bis 1.000 EW.
- [ATV, 1992a] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 116: Besondere Entwässerungsverfahren, Unterdruckentwässerung - Druckentwässerung. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. September 1992. (Anmerkung: gültig nur für den Bereich Druckentwässerung!).
- [ATV, 1992b] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. April 1992.
- [ATV, 1994] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren. Korrespondenz Abwasser. 41. Jhrg. (Heft 3). Seiten 455 – 460. 1994. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 3.1.1 "Stabilisierungskennwerte, Energie- und Emissionsbilanzen".
- [ATV, 1995] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Merkblatt ATV-M 702: Wirtschaftsdünger, Abfälle und Abwässer aus landwirtschaftlichen Betrieben. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. August 1995.
- [ATV, 1997a] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 105: Wahl des Entwässerungssystems. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Dezember 1997.
- [ATV, 1997b] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 200: Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Mai 1997.
- [ATV, 1997c] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Merkblatt ATV-M 210: Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb. ISBN 3-927729-49-3. September 1997. (2007 in Bearbeitung).
- [ATV, 1997d] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Merkblatt ATV-M 271: Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Mai 1997.
- [ATV, 1997e] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). Biologisch-chemische und weitergehende Abwasserreinigung. Band IV von Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. Verlag Ernst & Sohn. Berlin. 4. Auflage. 1997.
- [ATV, 1998a] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 262: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Hennef. Juli 1998.
- [ATV, 1998b] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). ATV-Merkblatt ATV-M 271: Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. Hrsg. DWA e.V., Hennef. September 1998.

- [ATV, 1999] Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV). Geschichte der Abwasserentsorgung. 50 Jahre ATV 1948-1998. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA). Hennef. 1999.
- [AbwV, 2004] Abwassertechnische Verordnung (AbwV). Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. Vom 17. Juni 2004, Bundesgesetzblatt (BGBl. Teil I, Nr. 28 vom 22.06.2004, S. 1108), zuletzt geändert am 14. Oktober 2004 durch Berichtigung der Bekanntmachung zur Neufassung der Abwassertechnischen Verordnung (BGBl. I Nr. 55 vom 27.10.2004, S. 2625). 2004.
- [Ad-hoc-AG, 1995] Ad-hoc-Arbeitsgruppe. Mikrobiologische Untersuchungsverfahren von Badegewässern nach der Badegewässerrichtlinie 76/160/EWG. Bundesgesundheitsblatt. 10. Seiten 385 – 396. 1995.
- [Adamson und Dave, 1995] M. ADAMSSON und G. DAVE. Toxicity of Human Urine, Ist Main Nitrogen Excretory and Degradation Products to Daphnia Magna. In: J. Staudenmann, A. Schönborn, C. Etnier (Hrsg.): Recycling the Resource: Ecological engineering for wastewater treatment. Vol. 5 - 6 von Environmental Research Forum. Seiten 137 – 144. 1995.
- [Alfen, 2005] H.-W. ALFEN. Vorlesungsreihe zur Investitionsrechnung WS 05/06. Bauhaus Universität Weimar, Professur Betriebswirtschaftlehre im Bauwesen, Skript 2005/2006. 2005.
- [Altmann und Dittmer, 1974] P. L. ALTMANN und D. S. DITTMER. Biology Data Book. Vol. III von Biological Handbooks. Federation of American Science for experimental Biology. 1974.
- [Aquatron, 2003] Aquatron International AB. AQUATRON - So funktioniert das Aquatron-Komposttoiletten-System! www.aquatron.se. Upplands Väsby, Sweden. November 2003.
- [AG Boden, 1994] Arbeitsgruppe Boden. Bodenkundliche Kartieranleitung. Informationen aus den Bund/Länder-Arbeitsgruppen der Staatlichen Geologischen Dienste. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Staatliche Geologische Dienste (SGD) der Länder Deutschlands. 1994.
- [AG Boden, 1996] Arbeitsgruppe Boden. Bodenkundliche Kartieranleitung. Informationen aus den Bund/Länder-Arbeitsgruppen der Staatlichen Geologischen Dienste. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Staatliche Geologische Dienste (SGD) der Länder Deutschlands. 1996.
- [AK Standortkartierung und AG Forsteinrichtung, 1980] Arbeitskreis Standortkartierung / Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung. Forstliche Standortaufnahme. Landwirtschaftsverlag, Münster. 4. Auflage. 1980.
- [ATV-FA 2.8, 1998] ATV-ad-hoc-Arbeitsgruppe Fachausschuss 2.8 "Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung". ATV-Merkblatt ATV-M 205: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Hrsg. DWA e.V. Hennef. Juni 1998. ISBN 3-927729-75-2.
- [ATV-AG 1.1.6, 1987] ATV-Arbeitsgruppe 1.1.6. Arbeitsbericht "Druckluftgespülte Abwassertransportleitungen". Korrespondenz Abwasser. 34. Jhrg. (Heft 1). 1987.
- [Bahlo, 1997] K. BAHLO. Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern zur Abwasserrezirkulation. Dissertation. FB Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover. 1997.
- [Bahlo und Wach, 1992] K. BAHLO und G. WACH. Naturnahe Abwasserreinigung: Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen. Ökobuch Verlag. 1992.
- [Barjenbruch, 2002] M. BARJENBRUCH. Quo Vadis Klärschlamm? - Bericht über die Landesverbandstagung 2002 des ATV-DVWK-Landesverbands Nord-Ost. Korrespondenz Abwasser. 49. Jhrg. (Nr. 8). Seite 1052 ff.. 2002.
- [Barjenbruch und Brockhaus, 2002] M. BARJENBRUCH und S. BROCKHAUS. Abwasserteiche im ländlichen Raum - Reinigungsleistung und Optimierung. In: ATV-Seminar. Weimar. 2002.
- [Barjenbruch und Teschner, 2007] M. BARJENBRUCH und K. TESCHNER. Untersuchungen an Abwasserteichen im Land Sachsen-Anhalt (2006). 2007.
- [Bastian et al., 2005] K. BASTIAN, C. BORNEMANN, M. HACHENBERG, M. OLDENBURG, M. SCHMELZER, A. BUTZEN, F. WERRES, P. BALSAA, R. SCHNEIDER, J. KAUB, J. LONDONG, J. SIMONS, J. CLEMENS, A. RECHENBURG und M. HOGREBE. Nährstofftrennung und -verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der "Lambertsmühle". Verein zur Förderung der Agrikulturchemie e.V., Institut für Pflanzenernährung. Bonn. 2005. ISBN 3-937941-02-9.
- [BauPG, 1988] Bauproduktengesetz (BauPG). Gesetz über das Inverkehrbringen von und den freien Warenverkehr mit Bauprodukten zur Umsetzung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates vom 21. Dezember 1988 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten über Bauprodukte und anderer Rechtsakte der Europäischen Gemeinschaften. Neufassung vom 28. April 1998, Bundesgesetzblatt (BGBl) Teil I 1998, Nr. 25 vom 8.5.1998, Seite 812; 29.10.2001 S. 2785 Art. 63, S. 3762, letzte Änderung vom 31.10.2006. 1988.

- [BauPG, 2012] Bauproduktengesetz (BauPG). Gesetz zur Durchführung der Verordnung (EU) Nr. 305/2011 zur Festlegung harmonisierter Bedingungen für die Vermarktung von Bauprodukten und zur Umsetzung und Durchführung anderer Rechtsakte der Europäischen Union in Bezug auf Bauprodukte. Neufassung vom 05. Dezember 2012 (BGBl. I Nr. 57 vom 11.12.2012 S. 2449 Gl.-Nr.: 213-16-1). Dezember 2012.
- [BayLfW, 2001] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (BayLfW). Pflanzenbeete zur Abwasserreinigung in Kleinkläranlagen. Informationen für Planung, Bau und Betrieb privater Pflanzenkläranlagen zur Reinigung häuslichen Abwassers. München. April 2001.
- [BayLfW, 2002] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (BayLfW). Abwasserentsorgung von Einzelanwesen. Hinweise zum sachgemäßen Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen. München. 5. Auflage; Stand Juli 2002.
- [BayWG, 1994] BayWG. Bayerisches Wassergesetz. Fassung vom 19. Juli 1994, GVBl. S. 822;...; 1995 S. 353; 1997 S. 311, S. 348; 1998 S. 412; 1999 S. 36, 532; 2001 S. 140; 2003 S. 325; 2003 S. 482. 1994. BayRS 753-1-U.
- [BayWG, 2010] BayWG. Bayerisches Wassergesetz. Fassung vom 25. Februar 2010, GVBl 2010, S. 66; letzte berücksichtigte Änderung: Art. 31, 32, 73 und 79 geänd. (G v. 16.2.2012, 40). Februar 2010.
- [Becker et al., 2006] M. BECKER, M. FREUND, S. GEISLER und M. HETSCHER. Zentrale Überwachung des Betriebes von Kleinkläranlagen mit Membrantechnik - Projekt AKWA-Dahlefeld. In: 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur 17. und 18. Oktober 2006, GWA-Band 204. Aachen. 2006. Hrsg. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft.
- [Berger, 2003] Berger Biotechnik GmbH. Produktinformationen. www.berger-biotechnik.de/index_d.htm. Seite vom November 2003.
- [BDZ, 2011] Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung e.V. Investitions- und Betriebskosten von Kleinkläranlagen. Informationsbroschüre. Leipzig. 2011.
- [Bischofsberger, 1987] W. BISCHOFBERGER. Siedlungswasserwirtschaft im Wandel der Zeit. In: Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. Nr. 80. Technische Universität München. 1987.
- [Böhme et al., 1996] A. BÖHME et al. Handbuch für Rohrnetzmeister. DVGW Lehr- und Handbuch Wasserversorgung. Oldenbourg Verlag. München, Wien. 4. verbesserte und erweiterte Auflage. 1996. Herausgegeben vom Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
- [Boller et al., 2002] R. BOLLER, J. STRUNKHEIDE und H. WITTE. Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen. Hirthammer Verlag. München. 2002.
- [Brandyk, 2001] A. BRANDYK. Die Situation der Abwasserbeseitigung in den polnischen Städten und Gemeinden. In: 1. Informations- und Kontaktbörse für polnische und deutsche Kommunen. Tagungsband in Internationale Abwasserpartnerschaften. Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N.. Hannover. 2001.
- [Brix und Schierup, 1990] H. BRIX und H. SCHIERUP. Soil Oxygenation in Constructed Reed Beds: The role of Macrophyte and Soil-Atmosphere Interface Oxygen Transport. In: P. F. Cooper, B. C. Findlater (Hrsg.): Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Oxford. 1990.
- [Brombach, 2006] H. BROMBACH. Abwasserkanalisation und Regenbecken im Spiegel der Statistik. Korrespondenz Abwasser. 53. Jhrg. (November). 2006.
- [Brunner, 2000] P. G. BRUNNER. Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. In: LfU Baden-Württemberg (Hrsg.): Handbuch Wasser. Nr. 4. Karlsruhe. 2. Auflage 2000.
- [Büker, 2000] D. BÜKER. Mensch - Kultur - Abwasser. Verlag Die Blaue Eule. Essen. 2000.
- [BWK, 2007] Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V. Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. BWK-Merkblatt 3; 4. veränderte Auflage. Stand November 2007.
- [BWK, 2001a] Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (BWK). Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. BWK-Merkblatt M3. Düsseldorf. April 2001.
- [BWK, 2001b] Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (BWK). Merkblatt 3/BWK: Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. April 2001.
- [BUND, 1998] BUND Landesverband Niedersachsen e.V. (Hrsg.). Zukunft ohne Kanal - Dezentrale Abwasserbehandlung in Niedersachsen. BUND-Berichte Nr. 18. Hannover. 1998.

- [BGW, lfd. Jhrg.] Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft (BGW). Wasserstatistik Bundesrepublik Deutschland. wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn. lfd. Jhrg.
- [BGB, 2003] Bürgerliches Gesetzbuch (BGB). Beck-Texte im dtv. 53. Auflage. 2003.
- [Bux et al., 2002] M. BUX et al. Solare Trocknung von Flüssigschlamm in kleinen Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser. 49. Jhrg. (Nr. 3). Seite 341 ff. 2002.
- [denic.de, 2007] DENIC eG. Regionale Statistiken. www.denic.de/de/domains/statistiken/regionale. 2007. Zugriff Februar 2007.
- [Desar, 2001] DESAR. Kleine Kläranlagen und Wasserwiederverwendung. In: 30. Abwassertechnisches Seminar, 13. DECHEMA Fachgespräch Umweltschutz. Heft 161 in Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Technische Universität München. Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Wassergüte- und Abfallwirtschaft. München. 2001.
- [GSTT, 1999] Deutsche Gesellschaft für grabenloses Bauen und Instandhalten von Leitungen e.V. (GSTT). Kostenvergleich offener und geschlossener Bauweisen unter Berücksichtigung der direkten und indirekten Kosten beim Leitungsbau und der Leitungssanierung. GSTT-Informationen Nr. 11. Hamburg. Oktober 1999.
- [ATV-DVWK, 2000b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA). Hennef. Mai 2000.
- [ATV-DVWK, 2000c] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 157: Bauwerke der Kanalisation. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Hennef. November 2000.
- [ATV-DVWK, 2000a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Merkblatt ATV-DVWK-M 153: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V., Hennef. Februar 2000.
- [ATV-DVWK, 2000d] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Merkblatt ATV-DVWK-M 366: Maschinelle Schlammwässerung. Oktober 2000.
- [ATV-DVWK, 2001b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). Ansätze der ATV-DVWK zu einer Neubewertung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung unter Berücksichtigung des Boden- und Verbraucherschutzes. Korrespondenz Abwasser. 48. Jhrg. (Nr. 10). Seite 1374 ff. 2001.
- [ATV-DVWK, 2001c] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). Arbeitsbericht des ATV-DVWK Fachausschuss AK-2, "Klärschlammbehandlung in Pflanzenbeeten". Korrespondenz Abwasser. 48. Jhrg. (Nr. 7). Seiten 991 – 996. 2001.
- [ATV-DVWK, 2001a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-Arbeitsblatt ATV-A 110: Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. September 2001.
- [ATV-DVWK, 2001d] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-A 281: Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchtropfkörpern. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA). Hennef. September 2001. (ersetzt das ATV-A 135 aus dem Jahre 1989).
- [ATV-DVWK, 2001e] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Merkblatt ATV-DVWK-M 177: Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen - Erläuterungen und Beispiele. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Juni 2001.
- [ATV-DVWK, 2002a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. Januar 2002.
- [ATV-DVWK, 2002b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Arbeitsbericht Überlegungen zu einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft, ATV-DVWK Arbeitsgruppe GB-5.1 "Nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft". GfA-Verlag Hennef. Januar 2002.

- [ATV-DVWK, 2003a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198: Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. April 2003.
- [ATV-DVWK, 2003b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Merkblatt ATV-DVWK-M 368: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Hrsg. DWA e.V.. Hennef. April 2003.
- [ATV-DVWK, 2004] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK). ATV-DVWK-Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 202: Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. ISBN 3-997758-04-6. April 2004.
- [DWA, 2004a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Merkblatt DWA-M 115: Indirekteinleitungen nicht häuslichen Abwassers, Teil 1: Rechtsgrundlagen. 2004.
- [DWA, 2004b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Merkblatt DWA-M 115: Indirekteinleitungen nicht häuslichen Abwassers, Teil 3: Praxis der Indirekteinleiterüberwachung. 2004.
- [DWA, 2005a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 201: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. August 2005.
- [DWA, 2005b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 116-1: Besondere Entwässerungsverfahren, Unterdruckentwässerung - Druckentwässerung Teil 1: Unterdruckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden. Hrsg. DWA e.V., Hennef. März 2005.
- [DWA, 2005c] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA) e.V.. April 2005.
- [DWA, 2005d] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Merkblatt DWA-M 115: Indirekteinleitungen nicht häuslichen Abwassers, Teil 2: Anforderungen. 2005.
- [DWA, 2006a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 262: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung. Hrsg. DWA e.V., Hennef. März 2006. mit Korrekturblatt Januar 2009.
- [DWA, 2006b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 100. Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE). Dezember 2006.
- [DWA, 2006c] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 110: Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen. Hennef. August 2006.
- [DWA, 2006d] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 280: Behandlung von Schlamm aus Kleinkläranlagen in kommunalen Kläranlagen. Hrsg. DWA e.V., Hennef. 2006.
- [DWA, 2007a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 116-2: Besondere Entwässerungsverfahren, Unterdruckentwässerung - Druckentwässerung Teil 2: Druckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Mai 2007.
- [DWA, 2007b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Merkblatt DWA-M 153: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Hennef. August 2007.
- [DWA, 2008a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 125: Rohrvortrieb und verwandte Verfahren. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Dezember 2008.
- [DWA, 2008b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). NASS - Neuartige Sanitärkonzepte. DWA-Themen. Dezember 2008.
- [DWA, 2009a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 226: Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1000 EW. Hrsg. DWA e.V., Hennef. August 2009.

- [DWA, 2009b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 222: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte. Hrsg. DWA e.V., Hennef. September 2009. (Entwurf).
- [DWA, 2009c] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Merkblatt DWA-M 210: Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR). Juli 2009.
- [DWA, 2009d] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Merkblatt DWA-M 380: Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfäulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Juni 2009.
- [DWA, 2011a] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 222: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Mai 2011.
- [DWA, 2011b] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 202: Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Mai 2011.
- [DWA, 2011c] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 116-3 Gelbdruck: Besondere Entwässerungsverfahren Teil 3: Druckluftgespülte Abwassertransportleitungen - Entwurf. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Juli 2011.
- [DWA, 2012] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-M 221: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Februar 2012.
- [DWA, 2013] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 272 Gelbdruck: Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS) - Entwurf. Hrsg. DWA e.V., Hennef. Januar 2013.
- [DWA, 2007c] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA); Projektgruppe "Abwasserentsorgung im ländlichen Raum". Leitfaden zur Vorgehensweise bei Neubau oder Ertüchtigung von Abwasseranlagen im ländlichen Raum. in Bearbeitung. Stand 2006. 2007.
- [DGRV, 1998] Deutscher Genossenschafts- und Raiffeisenverband (DGRV) e.V. Was ist eine eingetragene Genossenschaft? In: Gründungshilfe. Band 30 von DGRV-Schriftenreihe. Seite 7. Bonn. 1998. <http://www.dgrv.de>.
- [Hygienemuseum Dresden, 1995] Deutsches Hygienemuseum Dresden. Ausstellungsbuch "Das große Sterben - Seuchen machten Geschichte". Cholera-Seuchengeschichte. www.gesundheitsamt.de. 1995.
- [DIBt, 2012] Deutsches Institut für Bautechnik (DiBt). Internetseite www.dibt.de. Stand Mai 2012.
- [DIN, 1988a] Deutsches Institut für Normung e.V. (DIN). DIN 1988: Technische Regeln für Trinkwasser-Installationen (TRWI); Technische Regel des DVGW. Beuth-Verlag GmbH. Berlin. Dezember 1988.
- [DIN, 1978] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 1998: Unterbringung von Leitungen und Anlagen in öffentlichen Flächen; Richtlinien für die Planung. Beuth Verlag GmbH. Berlin. Mai 1978.
- [DIN, 1984a] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4261-2: Kleinkläranlagen, Teil 2; Anlagen mit Abwasserbelüftung; Anwendung, Bemessung, Ausführung und Prüfung. Beuth Verlag GmbH. Berlin. Juni 1984.
- [DIN, 1984b] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4261-4: Kleinkläranlagen, Teil 4; Anlagen mit Abwasserbelüftung; Betrieb und Wartung. Beuth Verlag GmbH. Berlin. Juni 1984.
- [DIN, 1985] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4045: Abwassertechnik; Begriffe. Beuth Verlag GmbH. Dezember 1985.
- [DIN, 1988b] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 1986-1: Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke; Teil 1: Technische Bestimmungen für den Bau. Beuth Verlag GmbH. Berlin. Juni 1988.
- [DIN, 1998] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 1986: Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke. Beuth Verlag GmbH. Berlin. 1998.
- [DIN, 1999] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN EN 12255-5: Kläranlagen - Teil 5: Abwasserbehandlung in Teichen. Dezember 1999.
- [DIN, 2002a] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4124: Baugruben und Gräben - Böschungen, Verbau, Arbeitsraumbreiten. Beuth Verlag GmbH, Berlin. Oktober 2002.
- [DIN, 2002b] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4261-1: Kleinkläranlagen, Teil 1: Anlagen zur Abwasservorbehandlung. Beuth Verlag GmbH. Berlin. Dezember 2002.

- [DIN, 2005] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN EN 12566-3: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW, Teil 3: Vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser. Beuth Verlag GmbH, Berlin, Oktober 2005.
- [DIN, 2010a] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 18300: VOB Vergabe- und Vertragsordnung für Bauleistungen - Teil C: Allgemeine Technische Vertragsbedingungen für Bauleistungen (ATV) - Erdarbeiten. Beuth Verlag GmbH, Berlin, April 2010.
- [DIN, 2010b] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4261-1: Kleinkläranlagen, Teil 1: Anlagen zur Schmutzwasservorbehandlung. Beuth Verlag GmbH, Berlin, Oktober 2010.
- [DIN, 2012a] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 18300: VOB Vergabe- und Vertragsordnung für Bauleistungen - Teil C: Allgemeine Technische Vertragsbedingungen für Bauleistungen (ATV) - Erdarbeiten. Beuth Verlag GmbH, Berlin, September 2012.
- [DIN, 2012b] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4124: Baugruben und Gräben - Böschungen, Verbau, Arbeitsraumbreiten. Beuth Verlag GmbH, Berlin, Januar 2012.
- [DIN, 2012c] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN 4261-5: Kleinkläranlagen, Teil 5: Versickerung von biologisch aerob behandeltem Schmutzwasser. Beuth Verlag GmbH, Berlin, Oktober 2012.
- [Dippold und Schütte, 2000] W. DIPPOLD und M. SCHÜTTE. Planung, Bau und Betrieb von Druckleitungen im ländlichen Raum. Korrespondenz Abwasser. 47. Jhr. (Heft 10). 2000.
- [Domenick et al., 2008] R. DOMNICK, K. ALT und T. TRAUT. Niederschlagswasserbeseitigung im ländlichen Raum - Konzept über Erfordernisse der öffentlichen Ableitungssysteme. J. PINNEKAMP (Hg.): 41. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. vom 2.4 - 4.4.2008 in der Messe Essen Ost. 2008. Unter Mitarbeit von V. Kölling. Aachen: Ges. z. Förderung d. Siedlungswasserwirtschaft an d. RWTH (Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, 211), S. 39/1-39/10.
- [Dorgeloh, 2006] E. DORGELOH. Stand der Technik bei Kleinkläranlagen. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA). Band 204. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen. Aachen. 2006.
- [Drensla, 2006] K. DRENSLA. Erfahrungen mit der Planung, dem Bau und Betrieb von Membrananlagen. In: DWA-Tagung Dezentrale Abwasserentsorgung 8./9. November 2006. Osnabrück. 2006.
- [Durth et al., 2005] A. DURTH, C. SCHAUM, A. MEDA, M. WAGNER, K.-H. HARTMANN, N. JARDIN, J. KOPP und R. OTTE-WITTE. Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. Korrespondenz Abwasser. 52. Jhr. Oktober 2005.
- [DWA, KA-7, 2005] DWA-Fachausschuss KA-7 "Membranbelebungsverfahren". DWA-Arbeitsbericht Membranbelebungsanlagen. Korrespondenz Abwasser. 52. Jhr. März 2005.
- [Eichhorn, 2001] U. EICHHORN. Bürgermeisterkanäle. Hg. v. Institut Halbach. Werdau. 12.11. 2001. November 2001. Online verfügbar unter <http://www.institut-halbach.de/2010/02/buergermeisterkanale/>, zuletzt geprüft am 02.03.2013.
- [Ertl und Ginzel, 2000] C. ERTL und G. GINZEL. Naturnahe Nachbehandlung von gereinigtem Abwasser auf einer umgestalteten Rieselfeldtafel. Wasser & Boden. 52. Jhr. (Heft 9). Seiten 22 - 28. 2000.
- [Esch und Loll, 2001] B. ESCH und U. LOLL. Aktuelle Klärschlammengen und -qualitäten sowie Entsorgungswege in Deutschland. Korrespondenz Abwasser. 48. Jhr. (Nr. 11). Seite 1594 ff.. 2001.
- [EG, 1975] Europäische Gemeinschaft (EG). Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften (ABl. EG) Nr. L 31 vom 31.2.1976, Seite 1. 1975.
- [EG, 2000] Europäische Gemeinschaft (EG). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zu Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaften im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften (ABl. EG) Nr. L 327 vom 22. Dezember 2000. 2000.
- [EG, 2006] Europäische Gemeinschaft (EG). Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. ABl. L Nr. 64 vom 04.03.2006, S. 37. 2006.
- [EU, 1991] Europäische Union (EU). Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. Amtsblatt Nr. L 135 vom 30.05. 1991 Seite 40, geändert durch: 98/15/EG - Amtsblatt Nr. L 67 vom 07.03.1998 Seite 29. 1991.
- [EU, 1997] Europäische Union (EU). EU-Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften (ABl. EG) Nr. L 206 vom 22.7.1992, Seite 7, (Fauna, Flora Habitat) geändert durch 97/62/EG, Abl. Nr. L 305 vom 8.11.1997, S. 42. 1997.

- [EU-WRRL, 2000] Europäische Union (EU). Richtlinie 2000/60/EC des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - EU Wasserrahmenrichtlinie. ABl. S. 327 ff. der Europäischen Union vom 22. Dezember 2000. Oktober 2000.
- [EU, 2011] Europäische Union (EU). VERORDNUNG (EU) Nr. 305/2011 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 9. März 2011 zur Festlegung harmonisierter Bedingungen für die Vermarktung von Bauprodukten und zur Aufhebung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union 4.4.2011 DE L 88/5. März 2011.
- [Eurostat, 2007] Eurostat. Europe in figures, Yearbook 2006-07, Environment. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>. 2007. Zugriff Februar 2007.
- [Fa. WostMan Ecology, o.J.] Fa. WostMan Ecology AB. Unterlagen. Schweden.
- [Faechem et al., 1983] R. G. FAECHEM, D. J. BRADLEY, H. GARELICK und D. D. MARA. Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Studies in Water Supply and Sanitation Vol. 3. World Bank. Washington D.C. 1983.
- [Fehr, 1997] G. FEHR. Zentrale oder dezentrale Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. awt - Abwassertechnik. 48. Jhrg. (Heft 1). 1997.
- [Fehr, 2003] G. FEHR. Wirtschaftlichkeitsvergleiche für zentrale und dezentrale Abwasserentsorgung. In: Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Modul B (Vorlesungsskript des Weiterbildenden Studium Wasser und Umwelt (WS 2003/2004)). Bauhaus-Universität Weimar. 2003.
- [Fehr et al., 2002] G. FEHR, G. GELLER, D. GOETZ, U. HAGENDORF, S. KUNST, H. RUSTIGE und B. WELKER. Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Schlussbericht des Verbundprojektes "Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie" AZ 14178-01. Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück. Hannover. 2002.
- [Fehr et al., 2003] G. FEHR, G. GELLER, D. GOETZ, U. HAGENDORF, S. KUNST, H. RUSTIGE und B. WELKER. Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. In: WaBoLu-Hefte. Umweltbundesamt. Berlin. 2003. In Vorbereitung.
- [Fehr und Hübner, 1997] G. FEHR und R. HÜBNER. Wirtschaftlichkeit von Kleinkläranlagen unter besonderer Berücksichtigung von Pflanzenkläranlagen. In: Seminar "Naturnahe Abwasserbehandlung durch Pflanzenkläranlagen" in der Lutherstadt Wittenberg. Vortrag. Veranstaltet durch das Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.. 30.9./1.10. 1997.
- [Fehr und Schütte, 1991] G. FEHR und H. SCHÜTTE. Leistungsfähigkeit intermittierend beschickter, bepflanzter Bodenfilter. gwf - Wasser/Abwasser. 132. Jhrg. (Heft 4). Seiten 207 – 213. 1991.
- [Fehr und Schütte, 1992] G. FEHR und H. SCHÜTTE. Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. Korrespondenz Abwasser. 39. Jhrg. (Heft 6). 1992.
- [Fehr und Schütte, 1994] G. FEHR und H. SCHÜTTE. Entscheidungsgrundlagen für eine zentrale oder dezentrale Abwasserentsorgung. Korrespondenz Abwasser. 41. Jhrg. (Heft 7). 1994.
- [von Felde und Burmester, 2001] K. v. FELDE und M. BURMESTER. Betrieb und Überwachung von Kleinkläranlagen. In: Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N.. Heft 42. Hannover. Mai 2001.
- [Feldhaus, 2003] R. FELDHAUS. Abwasserableitung im ländlichen Raum. In: Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Modul D (Vorlesungsskript des Weiterbildenden Studiums Wasser und Umwelt (WS 2003/2004)). Bauhaus-Universität Weimar. 2003.
- [Fels et al., 2005] T. FELS, M. HEID und M. KERSTEN. Ermittlung der Kosten, die mit einem Ausstieg/Teilausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung verbunden wären. Studie für das MUNL Schleswig-Holstein, Kiel. 2005. Wissenstransfer-kiel.
- [Finke, 2001] G. FINKE. Kleinkläranlagen - Technik, Recht, Planung, Ausführung, Wartung. ATV-DVWK Landesverband Nord. Hildesheim. Mai 2001. Seite 15.
- [Flasche, 2002] K. FLASCHE. Einsatzmöglichkeiten und Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen. In: Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik. Heft 120. Dissertation - Technische Hochschule Hannover. 2002.
- [Flasche, 2003] K. FLASCHE. Betrieb, Wartung und Überwachung von Kleinkläranlagen. In: Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Modul D (Vorlesungsskript des Weiterbildenden Studiums Wasser und Umwelt (WS 2003/2004)). Bauhaus-Universität Weimar. 2003.
- [Flasche und Pabst, 2004] K. FLASCHE und M. PABST. Hinweise für Betreiber zum Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen. Schriftenreihe der kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N. Hannover. November 2004.
- [Friedrich et al., 2002] H. FRIEDRICH, H. FEHRENBACH, J. GIEGRICH und F. KNAPPE. Abfallrelevanz der Klärschlamm-entsorgung in NRW. Müll und Abfall. 34. Jhrg. (Nr. 9). Seite 502 ff.. 2002.

- [Gaddis, 2003] M. GADDIS. Constantine and the Christian Empire. <http://faculty.maxwell.syr.edu/gaddis/HST210/Nov25/Default.htm>. History Department, Syracuse University, USA. Seite vom 24. Juli 2003.
- [Gassner und Heckenbücker, 1995] E. GASSNER und B. HECKENBÜCKER. Die Entwässerungsplanung im Rahmen der Bauleitplanung. Eine Darstellung der städtebaulichen Zusammenhänge. Abwassertechnische Vereinigung ATV (Hg.): Planung der Kanalisation. 4. Aufl. Berlin: S. 249-367. 1995.
- [Geiger und Dreiseitl, 2001] W. F. GEIGER und H. DREISEITL. Neue Wege für das Regenwasser - Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten. Emschergerossenschaft und Internationale Bauausstellung Emscher Park GmbH. Essen und Gelsenkirchen. 2001.
- [Geller et al., 1992] G. GELLER, K. KLEYN, A. LENZ, R. NETTER, S. RETTINGER und W. HEGEMANN. Bewachsene Bodenfilter zur Abwasserreinigung. In: Landschaftsökologie Weihenstephan. Heft 7. Freising. 1992.
- [Goldberg, 2006] B. GOLDBERG. Kleinkläranlagen heute. Vulkan Verlag. Essen. 2. Auflage. 2006.
- [Göttle, 2006] A. GÖTTLE. Neue Entsorgungswege für den Bayrischen Klärschlamm, Einführung. In: Fachtagung 11. Juli 2006. Bayr. Landesamt für Umwelt. Augsburg 2006.
- [Grob, 2006] H. GROB. Einführung in die Investitionsrechnung. Vahlen. München. 5. Auflage. München 2006.
- [Gujer, 1999] W. GUJER. Siedlungswasserwirtschaft. Springer Verlag. Berlin. 1999. ISBN 3-540-65769-X.
- [Günder und Krauth, 2000] B. GÜNDER und K. KRAUTH. Kleinkläranlagen mit Membranfiltration - Konzeption, Bemessung und Betrieb. Wasser Abwasser Praxis (WAP). Nr. 1. 2000.
- [Günthert und Reicherter, 2001] F. W. GÜNTHERT und E. REICHERTER. Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg Industrieverlag. München. 2001. ISBN 3-486-26507-5.
- [Günthert et al., 2000] F. W. GÜNTHERT, E. REICHERTER und G. WALTHER. Kostengünstiger Bau von Abwasserleitungen - eine Alternative zur dezentralen Entsorgung. Korrespondenz Abwasser. 47. Jhrg. (Heft 10). Seiten 1465 - 1474. 2000.
- [Günthert und Walther, 1997] F. W. GÜNTHERT und G. WALTHER. Kostenaspekte zu neuen Verlegeverfahren für Trinkwasserleitungen im ländlichen Raum. In: Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft. Nr. 132. Seiten 225 - 244. Technische Universität München. München. 1997.
- [Halbach, 2003] Halbach - Institut für Abwasserwirtschaft. Handbuch Kommunale Abwasserbeseitigung, Normative Kosten und Risikoabbau. Wedau. 2003. ISBN-Nr. 3-00-011255-3.
- [Heinemann und Kaufhold, 2007] M. HEINEMANN und W. KAUFHOLD. Walse - Pilotprojekt Kommunalabwasser Wüstheuterode. DWA Rundbrief Nr. 31. Oktober 2007.
- [HMULF, 2002] Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (HMULF). Niederschlagswasserbehandlung durch Retentionsbodenfilter; Vorläufige Empfehlung für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen. September 2002.
- [Hiller, 2006] G. HILLER. Klärschlamm-Mono-Verbrennung in der Wirbelschicht beim Zweckverband "Klärwerk Steinhäule", Neu-Ulm. In: Fachtagung 11. Juli 2006. Bayr. Landesamt für Umwelt. Augsburg 2006.
- [Hoffmeister, 2008] W. HOFFMEISTER. Investitionsrechnung und Nutzwertanalyse. Wolfgang Hoffmeister. 2., überarb. Aufl. Berlin: BWV, Berliner Wiss.-Verl.. 2008.
- [Hofmann, 1992] K. HOFMANN. Entwässerung und Vererdung von Klärschlamm in Schilfbeeten. Dissertation. Uni Tübingen. 1992.
- [Höglund, 2001] C. HÖGLUND. Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source separated human urine. Doctoral thesis. Royal Institute of Technology, Department of Biotechnology, Swedish Institute of Water und Environmental Microbiology. 2001.
- [Hoheisel, 2000] K. HOHEISEL. Erfahrungen einer Behörde bei der Überwachung von Kleinkläranlagen mit biologischer Stufe. Korrespondenz Abwasser. 47. Jhrg. (Heft 10). Seiten 1506 - 1513. 2000.
- [Höppner et al., 1997] H. HÖPPNER, T. GÜNTHER und W. FRITSCH. Biologische Prinzipien der Eliminierung von organischen Umwelchemikalien in Pflanzenkläranlagen. Wasser & Boden. 49. Jhrg. (Heft 12). Seiten 18 - 21. 1997.
- [Hosang und Bischof, 1998] W. HOSANG und W. BISCHOF. Abwassertechnik. B.G. Teubner. Stuttgart, Leipzig. 1998.
- [Imhoff und Imhoff, 1999] K. IMHOFF und K. R. IMHOFF. Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg Verlag. München, Wien. 29. Auflage. 1999.

- [Imhoff und Imhoff, 2007] K. IMHOFF und K. IMHOFF. Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg Industrieverlag. München. 30. Auflage. 2007.
- [Imhoff und Jardin, 2009] K. IMHOFF, K. IMHOFF und N. JARDIN. Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg Industrieverlag. München. 31. verbesserte Auflage. 2009.
- [Imhoff, 1986] K. R. IMHOFF. Bedeutung der naturnahen Verfahren bei der Abwasserbehandlung. In: Naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren im Leistungsvergleich - Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche. Band 26 in Schriftenreihe WAR. Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technische Hochschule Darmstadt. 1986.
- [Ing.-Büro Hugo, 2003] Ingenieurbüro Hugo Feurich. Das neue 2-Liter-WC "HUGO". www.hugofeurich.de. November 2003.
- [IÖV, 1995] Ingenieurökologische Vereinigung (IÖV) e.V. Bewachsene horizontal durchströmte Bodenfilter. Arbeitsblatt W1/95. Augsburg. 1995.
- [IBB, 1999] Institut für Baumaschinen und Baubetrieb der RWTH Aachen. Praxisorientierter Leitfaden für die Sanierung von Kanalisationen im ländlichen Raum. im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. März 1999.
- [Jedlitschka, 1997] J. JEDLITSCHKA. Abwassersammlung und -ableitung in ländlich strukturierten Regionen. In: B. Weigert (Hrsg.): Dezentrale Abwasserbehandlung in ländlich strukturierten Regionen. Band 2 von Schriftenreihe Wasserforschung. IFV Wasserforschung e.V.. Berlin. 1997.
- [Johansson, 2001] M. JOHANSSON. Urine Separation - closing the nutrient cycle. www.stockholmvatnen.se/pdf_arkiv/english/Urinesep_eng.pdf. 2001.
- [Jordan, 2005] R. JORDAN. Vegetative Behandlung anaerob stabilisierter Klärschlämme. Dissertation am fachbereich bauingenieurwesen. TU Carolo-Wilhelmina, Braunschweig. 2005.
- [Kadlec und Knight, 1996] R. KADLEC und R. KNIGHT. Treatment Wetlands. Lewis Publishers. Boca Raton. 1996.
- [Kadlec et al., 2000] R. KADLEC, R. KNIGHT, J. VYMAZAL, H. BRIX, P. COOPER und R. HABERL. Constructed Wetlands for Water-pollution Control. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. London. 2000.
- [Kämpfer et al., 2005] W. KÄMPFER, M. BERNDT, J. LONDONG und J. KAUB. Zustandserfassung von Kleinkläranlagen in Thüringen und Vorschläge für die technische Umsetzung der Anforderungen der Abwasserverordnung. Hg. v. Freistaat Thüringen und Naturschutz und Umwelt Ministerium für Landwirtschaft. Weimar. 2005.
- [Kaufhold, 2004] W. KAUFHOLD. Modellvorhaben Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Gewässersanierung Walse. In: Symposium "Perspektiven der Abwasserbeseitigung in Thüringen", Weimar 07.10.2004 an der Bauhaus Universität Weimar, Professur Siedlungswasserwirtschaft. 2004.
- [Kayser, 2003] K. KAYSER. Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. Dissertation. ISAH, Universität Hannover. 2003.
- [Kayser et al., 2002] K. KAYSER, S. KUNST, G. FEHR und H. VOERMANEK. Optimierung der Abflusssteuerung und weitestgehende Nitrifikation in der Verfahrenskombination Teichanlagen/Bewachsener Bodenfilter zum Schutz kleiner Fließgewässer. Az 14178-03. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (ISAH) und F & N Umweltconsult GmbH. Hannover. 2002. Teilprojekt im Rahmen des Verbundprojektes "Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie", AZ 14178-01, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, 1998.
- [Kickuth, 1981] R. KICKUTH. Abwasserreinigung in Mosaikmatritzen aus aeroben und anaeroben Teilbezirken. In: Moser (Hrsg.): Grundlagen der Abwasserreinigung. Heft 19 in Schriftenreihe Wasser-Abwasser. Seiten 639 – 665. 1981.
- [Kickuth, 1984] R. KICKUTH. Das Wurzelraumverfahren in der Praxis. Landschaft + Stadt. 16. Jhrge.. Seiten 145 – 153. 1984.
- [AbfKlärV, 2009] Klärschlammverordnung (AbfKlärV). vom 15. April 1992. Bundesgesetzblatt (BGBl) Teil I 1992, Nr. 21 vom 28.4.1992, Seite 912; aktuelle Fassung vom 19.07.2009. 2009.
- [Knechtelsdorfer, 2005] R. KNECHTELSDORFER. Auswertung der Abwasserbeseitigungskonzepte. In: Symposium "Schrumpf ist Trumpf" - Die Chancen des demographischen Wandels für die Thüringer Wasserwirtschaft. 06. Oktober 2005. Bauhaus Universität Weimar, Professur für Siedlungswasserwirtschaft. 2005.
- [Koc, 2002] J. KOC. Umsetzung der Richtlinie vom 21. Mai 1999 (91/271/EWG) über die Behandlung von kommunalem Abwasser in Polen. In: 2. Informations- und Kontaktbörse für polnische und deutsche Kommunen. Tagungsband in Internationale Abwasserpartnerschaften. Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N.. Hannover. 2002.

- [König, 2001] K. W. KÖNIG. Das Handbuch der Regenwassertechnik. WILO GmbH Dortmund. 2001. ISBN 3-00-0077607-7.
- [Kunowski et al., 1994] J. von KUNOWSKI, H.-J. SCHULZ, S. VÖLTER und T. BÜTTNER. Naturräumliche Nachbehandlungsverfahren für Klarwasser zur Verbesserung der Oberflächengewässerqualität und Ergänzung der Grundwasservorräte. In: WaBoLu Hefte. Nr. 11. Berlin. 1994. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (BGA).
- [Laber, 2001] J. LABER. Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen. In: Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser- Gewässer. Band 167. Wien. 2001. Univ. für Bodenkultur. Dissertation.
- [LAWA, 2003] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Kulturbuch-Verlag. Berlin. 7. Auflage. 2003. LAWA-Unterausschuss: "Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft / KVR-Leitlinien".
- [LWA NRW, 1984] Landesamt für Wasser und Abfall (LWA) Nordrhein-Westfalen. Weitergehende Anforderungen an Abwassereinleitungen in Fließgewässer. Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren. Düsseldorf. 1984.
- [LfU, 2002] Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg; Siedlungswasserwirtschaft (Hrsg.). Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Karlsruhe. 2002.
- [LUA NRW, 2000] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW). Abwasserbehandlung in Pflanzenanlagen. Merkblatt Nr. 23. 2000.
- [Lange und Otterpohl, 1997] J. LANGE und R. OTTERPOHL. Abwasser - Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. Mallbeton Verlag. Pfohren. 2. Auflage. 1997.
- [Lange und Otterpohl, 2000] J. LANGE und R. OTTERPOHL. Abwasser - Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. Mallbeton Verlag. Pfohren. 2. erweiterte Auflage. 2000.
- [Langeland, 2002] O. LANGELAND. Änderungen der DIN 4261-1. In: Kleinkläranlagen 2002. Heft 45 in Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N. Hannover. November 2002.
- [Langenohl, 2002] T. LANGENOHL. Qualitätssicherung von Klärschlamm. In: ATV- DVWK- Bundestagung - Tagungsband. Seite 57 ff.. 2002.
- [Larsen und Gujer, 1996] T. LARSEN und W. GUJER. Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). Water Science and Technology. Vol. 34 (No. 3 - 4). Seiten 87 - 94. 1996.
- [Larsen und Gujer, 2002] T. LARSEN und W. GUJER. Waste Design, Source Control and On- Site-Technologien: Der Weg zu einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall. 49 (10). Seiten 1372-1379. 2002.
- [Larsen und Gujer, 1999] T. LARSEN und W. GUJER. Separate management of anthropogenic nutrient solutions. Science and technology. 34 (3-4). Seiten 87 - 94. 1999.
- [Larsen und Gujer, 2000] T. LARSEN und W. GUJER. Waste design and source control lead to flexibility in wastewater management. In: 1 IWA world water congress, Paris 3.-7.7.2000. Paris. 2000.
- [Lautrich, 1980] R. LAUTRICH. Der Abwasserkanal. Handbuch für Planung, Ausführung und Betrieb. 4., neubearb. u. erw. Aufl. Hamburg: Parey. 1980.
- [LAWA, 1998] LAWA-Arbeitskreis "Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft". Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Kulturbuch-Verlag. Berlin. 6. Auflage. 1998.
- [LAWA, 2005] LAWA-Arbeitskreis "Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft". Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Kulturbuch-Verlag. Berlin. 7. Auflage. 2005.
- [Lenz und Wild, 2000] A. LENZ und U. WILD. Grenzen der Nährstoffrückhaltefunktionen bei der Verrottung von Grundwassermooren. Wasser & Boden. 52. Jhr. (Heft 11). Seiten 4 - 8. 2000.
- [Londong, 1996] D. LONDONG. Versickerung von Regenwasser - Voraussetzungen und Kosten. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA). Band 156. Seiten 10/1 - 10/16. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen. Aachen. 1996.
- [Londong, 2006] J. LONDONG. Neue Sanitärsysteme - wirklich neu? In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA). Band 204. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen. Aachen. 2006.
- [Londong et al., 2011] J. LONDONG, T. HILLENBRAND und J. NIEDERSTE-HOLLENBERG. Demografischer Wandel: Anlass und Chance für Innovationen in der Wasserwirtschaft. In: KA 58 (02), S. 152 158. 2011.
- [Meißner et al., 2001] R. MEIßNER, H. RUPP und H. KLAPPER. Erfahrungen bei der Wiedervernässung von Niedermooren in Norddeutschland. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall. 48. Jhr. (Heft 8). Seiten 1127 - 1134. 2001.

- [Miksch und Walczak, 2000] K. MIKSCH und U. WALCZAK. Abwassersammlung und -behandlung im ländlichen Raum Polens. In: Internationales Symposium "Konzepte zur Abwasserbehandlung im ländlichen Raum Europas". Heft 39 in Schriftenreihe der U.A.N. Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N.. Hannover. 2000.
- [MURL NRW, 1991] Ministerium für Raumordnung, Umweltschutz und Landwirtschaft (MURL) des Landes Nordrhein-Westfalen. Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). Runderlaß vom 14. Mai 1991. Düsseldorf. 1991.
- [MUNLV, 2004] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.). Retentionsbodenfilter - Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Düsseldorf. 2004.
- [UVM, 2000] Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.). Leitfaden für kostenminimierende Instandhaltung von Kanalnetzen. 1. Auflage, Stuttgart. Dezember 2000.
- [Mitsch und Gosselink, 2000] W. J. MITSCH und J. G. GOSSELINK. Wetlands. John Wiley & Sons. New York. 3. Auflage. July 2000.
- [Möller et al., 2002] K. MÖLLER, M. GÜNTHER und M. ASBRAND. Behandeltes Abwasser stützt Wasserhaushalt. wwt - wasserwirtschaft wasser-technik. 52. Jhrg. (Heft 5). Seiten 43 – 48. 2002.
- [Morell et al., 1992] A. MORELL, W. BÖRNERT und U. HAGENDORF. Naturnahe Abwasserreinigung - mehrjährige Untersuchungen der Wurzelraumanlage Hofgeismar-Beberbeck. Wasser & Boden. 44. Jhrg.. Seiten 212 – 216. 1992.
- [Müller, 2003] J. MÜLLER. Abwasserbehandlung in technischen Kläranlagen. In: Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Modul D (Vorlesungsskript des Weiterbildenden Studiums Wasser und Umwelt (WS 2003/2004)). Bauhaus-Universität Weimar. 2003.
- [Mutschmann und Stimmelmayer, 1999] J. MUTSCHMANN und F. STIMMELMAYER. Taschenbuch der Wasserversorgung. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH. Braunschweig/Wiesbaden. 12. überarbeitete Auflage. 1999. ISBN 3-528-12554-3.
- [Neemann, 2002] G. NEEMANN. Bedarfsorientierte Fäkalschlammabfuhr bei Kleinkläranlagen - Hintergründe und Empfehlungen. In: Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N.. Heft 43. 2002.
- [Netter, 1995] R. E. NETTER. Strömung in horizontal durchflossenen, bewachsenen Bodenfiltern und deren Einfluss auf die Abwasserreinigung. In: Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft. Nr. 123. Technische Universität München. 1995.
- [Niederste-Hollenberg und Oldenburg, 2002] J. NIEDERSTE-HOLLENBERG und M. OLDENBURG. Erfahrungsbericht zum Einsatz dezentraler Sanitärtechnologien und der damit verbundenen Trennung verschiedener Abwasserteilströme in Skandinavien und in den Niederlanden. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA). Band 188 in 35. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen. Aachen. 20. - 22. März 2002.
- [Niederste-Hollenberg und Otterpohl, 2000] J. NIEDERSTE-HOLLENBERG und R. OTTERPOHL. Innovative Entwässerungskonzepte. wwt. Wasserwirtschaft Wassertechnik. 2000 (2). Seiten 23–26. 2000.
- [Nowak, 2006] J. NOWAK. Das neue Arbeitsblatt DWA-A 262 "Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers" mit Schwerpunkt Anlagen über 50 E. In: DWA-Tagung Dezentrale Abwasserentsorgung 8./9. November 2006. Osnabrück. 2006.
- [Oldenburg et al., 2002] M. OLDENBURG, A. BASTIAN, J. LONDONG und J. NIEDERSTE-HOLLENBERG. Nährstofftrennung in der Abwassertechnik am Beispiel der "Lambertsmühle" Erste Ergebnisse eines Forschungsprojektes. gwf Wasser- Abwasser. 143 (Heft 4). Seiten 314–319. 2002.
- [Orth, 1988] H. ORTH. Zur Berücksichtigung von Restwerten in Kostenvergleichsrechnungen. Korrespondenz Abwasser. 35. Jhrg. (Heft 2). Seiten 139 – 142. 1988.
- [Oswald, 1995] W. J. OSWALD. Ponds in the twenty-first century. Water Science and Technology. Vol. 31 (No. 12). Seiten 1 – 8. 1995.
- [Otterpohl, 2001] R. OTTERPOHL. Black, brown, yellow, grey - the new colours of sanitation. water 21. Issue 5. Seiten 37 – 41. October 2001.
- [Otterpohl, 2002] R. OTTERPOHL. Perspektiven für die dezentrale Abwasserreinigung: Das abwasserfreie Haus und dezentrale Abwasseranlagen in der Innenstadt? Wasser & Boden. 54. Jhrg. (Heft 5). Seiten 12 – 15. 2002.
- [Otterpohl et al., 1999] R. OTTERPOHL, A. ALBOLD und M. OLDENBURG. Source Control in urban sanitation and waste management: ten systems with reuse of resources. Water Science and Technology. 39 (5). Seiten 153–160. 1999.
- [Otto, 2000] U. OTTO. Entwicklungen beim Einsatz von Kleinkläranlagen. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA). Band 175. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen. Aachen. 2000. Dissertation.

- [Pauly, o.J.] U. PAULY. schriftliche Mitteilung von Dr. Udo Pauly. EKO PLANT GmbH, Neu-Eichenberg.
- [Pearson, 1996] H. W. PEARSON. Expanding the horizons of pond technology and application in an environmentally conscious world. *Water Science and Technology*. Vol. 33 (No. 7). Seiten 1 – 9. 1996.
- [Pearson et al., 1995] H. W. PEARSON, D. D. MARA und H. A. ARRIDGE. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilisation pond performance and efficiency. *Water Science and Technology*. Vol. 31 (No. 12). Seiten 129 – 139. 1995.
- [Platzer, 1998] C. PLATZER. Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. Dissertation. Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 6. TU Berlin. 1998.
- [Rapsch und Haun, 2003] H.-J. RAPSCH und W. HAUN. Einführung: Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum als Aufgabe der kommunalen Daseinsfürsorge. In: *Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Modul A (Vorlesungsskript des Weiterbildenden Studiums Wasser und Umwelt (WS 2003/2004))*. Bauhaus-Universität Weimar. 2003.
- [Reifenstuhl, 2002] R. REIFENSTUHL. Verwertung von Bioabfällen, Klärschlamm und Wirtschaftsdünger. *Korrespondenz Abwasser*. 49. Jhrg. (Nr. 10). Seite 1344 ff.. 2002.
- [Ringe, 2009] A. RINGE. Weitergehende Berechnungen zu den ABK in 9 Ortschaften des Versorgungsgebietes. Kommunale Wasserwerke Grimma-Geithain GmbH. Grimma. Materialsammlung. Unveröffentlicht. 2009.
- [Ritschel und Kratz, 2000] J. RITSCHEL und W. KRATZ. Konzept zu einer umweltverträglichen Nachnutzung von Rieselfeldern. *Wasser & Boden*. 52. Jhrg. (Heft 9). Seiten 29 – 32. 2000.
- [Roscher, 1999] H. ROSCHER. Die Wasserversorgung Thüringens vom Mittelalter bis zur Gegenwart - 130 Jahre einheitliche Wasserversorgung in Thüringen - Ein Beitrag zur Technikgeschichte. Universitätsverlag Bauhaus-Universität. Weimar. 1999.
- [Rosenwinkel et al., 1998] K.-H. ROSENWINKEL et al. Bewertung technischer Verfahren zur Abwasserreinigung bei kleinen Anschlussgrößen. *Dresdner Berichte*. Band 12. Seiten 163 – 182. 1998.
- [Rudolph und Fuhrmann, 2010] K.-U. Rudolph und T. Fuhrmann. Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen. Schlussbericht im Verbundprojekt Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser". Abschlussbericht: www.cleaner-production.de/fileadmin/assets/bilder/BMBF-Projekte/02WA0543_-_A%bschlussbericht.pdf. Juni 2010.
- [Rustige und Platzer, 2002] H. RUSTIGE und C. PLATZER. Pflanzenkläranlagen im Einzugsgebiet stehender Oberflächengewässer. Az 14178-06. AKUT Umweltschutz Ingenieurgesellschaft. Biesenthal. 2002.
- [SMUL, 2003] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL). Erlass des SMUL vom 02.09.2003 - Umgang mit sog. "Bürgermeisterkanälen" bzw. Teilortskanalisationen als Element der Abwassersammlung und -ableitung. Erlass SMUL v. 02.09.2003. 2003. Online verfügbar unter <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/Erlass020903.pdf>, zuletzt geprüft am 02.03.2013.
- [SMUL, 2004] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL). Abwasserinvestitionen im ländlichen Raum - Entscheidungsfindung am Beispiel des Ortsteils Putzkau der Gemeinde Schmölln-Putzkau. Zentraler Broschürenversand der Sächsischen Staatsregierung, Dresden. August 2004.
- [SMUL, 2008] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL). Umgang mit sog. "Bürgermeisterkanälen" bzw. "Teilortskanalisationen" als Element der Abwassersammlung und -ableitung. Schreiben an den Sächsischen Städte und Gemeindegtag v. 09.04.2008. 2008. Online verfügbar unter http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/Buergermeisterkanal_Erla%ss_09_04_2008.pdf, zuletzt geprüft am 02.03.2013.
- [Schaaf, 2002] H. SCHAAF. Nachhaltige Klärschlammverwertung - Akzeptanz für Landwirte und Verbraucher. In: *ATV- DVWK- Bundestagung - Tagungsband*. Seite 63 ff.. 2002.
- [Scheffer und Schachtschabel, 1998] F. SCHEFFER und P. SCHACHTSCHABEL. Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag. Stuttgart. 14. Auflage. 1998.
- [Schlegel, 1992] H. G. SCHLEGEL. Allgemeine Mikrobiologie. Georg Thieme Verlag. Stuttgart. 7. überarbeitete Auflage. 1992.
- [Schleypen, 1986] P. SCHLEYPEN. Bemessung, Reinigungsleistung und Kosten von Abwasserteichanlagen in Bayern. In: *Naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren im Leistungsvergleich - Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche*. Band 26 in Schriftenreihe WAR. Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technische Hochschule Darmstadt. 1986.

- [Schmücker, 2001] G. SCHMÜCKER. Das Schwein liebt den Sonnenschein. Entsorga-Magazin. Nr. 4. Seite 40 ff. 2001.
- [Schreff und Teichgräber, 2006] D. SCHREFF und B. TEICHGRÄBER. Bemessung von SBR-Anlagen mit den Arbeitsblättern ATV-DVWK A-131 "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen" und ATV-M 210 "Belebungsverfahren mit Aufstaubetrieb". In: DWA-Tagung Dezentrale Abwasserentsorgung 8./9. November 2006. Osnabrück. 2006.
- [Schreff und Wilderer, 1999] D. SCHREFF und P. WILDERER. Kleine Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser. 46. Jhrg. (Heft 10). Seiten 1522 – 1525. 1999.
- [Schulze, 1996] E. SCHULZE (Hrsg.). Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen. Gustav Fischer Verlag. Jena. 1996.
- [Schwörbel und Selje, 1999] J. SCHWÖRBEL und N. SELJE. Einführung in die Limnologie. Spektrum Akademischer Verlag. 1999.
- [Seidel, 1956a] K. SEIDEL. Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen. Garten und Landschaft. Heft 1. Seiten 9 – 17. 1956.
- [Seidel, 1956b] K. SEIDEL. Wasserpflanzen als Akkumulatoren und ihre anatomisch-physiologische Anpassung. Gewässer und Abwässer. Heft 14. Seiten 42 – 51. 1956.
- [Sieker et al., 2006] SIEKER et al. Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung. Fraunhofer IRB Verlag. Stuttgart. 2006.
- [Sowa et al., 1994] E. SOWA, W. UHLMANN, R. KLOSS und KRITZNER. Naturräumliche Nachbehandlung als vierte Reinigungsstufe für das Klärwerk Steinhof. Zukünftige Nutzung von Rieselfeldern im Raum Braunschweig. Endbericht zur rieselfeldstudie. TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft. Dresden. 1994.
- [Stadt Münster, 2002] Stadt Münster - Amt für Grünflächen und Umweltschutz. Betriebsbuch Kleinkläranlagen - Informationen zum Bau und Betrieb. gefördert durch das MUNLV des Landes Nordrhein-Westfalen. 2002.
- [Stadtentwässerung Braunschweig, 2010] Stadtentwässerung Braunschweig. http://www.stadtentwaeserung-braunschweig.de/rund_ums_wasser.html. 2010. Zugriff 1/2010.
- [Stadtentwässerung Braunschweig, 2013] Stadtentwässerung Braunschweig. http://www.stadtentwaeserung-braunschweig.de/rund_ums_wasser.html. 2013. Zugriff 1/2010.
- [Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2003] Statistische Ämter des Bundes und der Länder. Gemeinsames WWW-Angebot. <http://www.brandenburg.de/statreg>. Seite vom 24. Juli 2003.
- [StBA, 2009] Statistisches Bundesamt (StBA). Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung 2007. Wiesbaden. fachsreihe 19 reihe 2.1, stand 2004 Auflage. 2009. <http://www.destatis.de>.
- [Strell, 1913] M. STRELL. Die Abwasserreinigungsfrage in ihrer geschichtlichen Entwicklung von den ältesten Zeiten bis zur Gegenwart. Verlag von F. Leineweber. Leipzig. 1913. Faksimile Druck des 1913 erschienenen Bandes "Die Abwasserreinigungsfrage in ihrer geschichtlichen Entwicklung von den ältesten Zeiten bis zur Gegenwart", Hrsg. von der ATV, 1988.
- [Suligowski, 2000] Z. SULIGOWSKI. Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in Polen - Strukturprobleme. gwf - Wasser/Abwasser. 146. Jhrg. (Heft 11). 2000.
- [Swedenviro, 2001] Swedenviro. Market survey - extremely low flush toilets. Swedenviro report, No. 2001:1. February 2001.
- [Temann, 2011] H.-J. TEMANN. Ergebnisse der Datenerhebung zum Thema Teilortskanalisationen. Auswertung einer Umfrage der Bauhaus-Universität Weimar, Professur Siedlungswasserwirtschaft, bei 367 Aufgabenträgern der öffentlichen Wasserversorgung. Unveröffentlicht. Mai 2011. Weimar.
- [Temann, 2012] H.-J. TEMANN. Ergebnisse der Datenerhebung zum Thema Teilortskanalisationen. Auswertung einer Umfrage der Bauhaus-Universität Weimar, Professur Siedlungswasserwirtschaft, bei 367 Aufgabenträgern der öffentlichen Wasserversorgung. unveröffentlicht. Weimar. Mai 2012.
- [TGL, 1962] TGL 0-1998 - DDR-Standard. Einordnung der Versorgungs- und Abwasserleitungen in geschlossenen Ortslagen von Altbaugebieten. Dezember 1962.
- [TGL, 1984] TGL 24892/03 - Fachbereichstandard. Abwasserableitung. Grundsätze für Planung, Projektierung, Bau und Betrieb. Lage- und höhenmäßige Einordnung. Mai 1984.
- [TGL, 1969] TGL 9386 - Fachbereichstandard. Schachtelemente aus Beton und Stahlbeton; Elemente für Freispiegelleitungen mit begrenztem Wasseraustritt. Dezember 1969.
- [TMLFUN, 2009] Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten Umwelt und Naturschutz (TMLFUN). Thüringer Landesbericht zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. 2009. Online verfügbar unter <http://www.thueringen.de/de/tmlfun/themen/wasser/flussgebiete/oea/bewirtschaftung/daten/Dokumente/Landesbericht/Landesbericht.pdf>. 2009.

- [Tuttahs, 1998] G. TUTTAHS. Milet und das Wasser, ein Beispiel für die Wasserwirtschaft in einer antiken Stadt. Hrsg. SIWAWI e.V. an der Universität GH Essen. 1998.
- [Udert et al., 2006] K. UDERT, J. LIEDERT und T. LARSEN. Novaquatis - Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur 17. und 18. Oktober 2006. In: GWA-Band 204. Hrsg. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft. Aachen. 2006.
- [Uhlmann und Horn, 2001] D. UHLMANN und W. HORN. Hydrobiologie der Binnengewässer. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 2001.
- [U.S. EPA, 2000] U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment. Washington D.C.. 2000.
- [Veh und Rapsch, 1998] G. M. VEH und H.-J. RAPSCHE (Hrsg.). Von Brunnen und Zucken, Pipen und Wasserkünsten. Die Entwicklung der Wasserversorgung in Niedersachsen. Wachholtz Verlag. Neumünster. 1998.
- [Wachholz, 2003] Wachholz Immobilien. Lübecker EXPO Siedlung - Ökologische Wohnsiedlung Flintenbreite. www.flintenbreite.de. November 2003.
- [Wagner, 2004] W. WAGNER. Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zum Einsatz von Pflanzenkläranlagen. Bezug über www.institut-halbach.de, Wedau. 2004.
- [Walther und Günthert, 1999] G. WALTHER und F. W. GÜNTHER. Dokumentation kostengünstiger Bau von Trinkwasserleitungen - Handlungsanleitungen zum Einfräsen und Einpflügen in ländlichen Gebieten. Universität der Bundeswehr München & Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.). München. 1999.
- [WHG, 2002] Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. Fassung vom 19. August 2002, Bundesgesetzblatt (BGBl) Teil I, Nr. 59 vom 23.08.2002, S. 3245; zuletzt geändert durch Art. 2 G v. 25.6.2005 I 1746. 2002.
- [WHG, 2009] Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. Vom 31. Juli 2009 (BGBl. I Nr. 51 vom 06.08.2009 S. 2585). Gültig ab 1.03.2010. 2009.
- [WWA Aschaffenburg, 2003] Wasserwirtschaftsamt (WWA) Aschaffenburg. Informationsmaterial rund ums Wasser. <http://www.bayern.de/wwa-ab/Service/infomaterial/infomaterial.htm>. Dezember 2003.
- [WEF, 2001] Water Environment Federation (WEF) (Hrsg.). Natural Systems for Wastewater Treatment. WEF Manual of Practice No. FD-16. Alexandria. 2001.
- [Wbbau, 2006] Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt. Abwasserableitung. Universitätsverlag der Bauhaus-Universität Weimar. 2006. Autorengemeinschaft - in fachlicher Kooperation mit der DWA.
- [Wbbau, 2009a] Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt. Abwasserbehandlung. Universitätsverlag der Bauhaus-Universität Weimar. 2009. Autorengemeinschaft - in fachlicher Kooperation mit der DWA.
- [Wbbau, 2009b] Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt. Neuartige Sanitärsysteme. Universitätsverlag der Bauhaus-Universität Weimar. 2009. Autorengemeinschaft - in fachlicher Kooperation mit der DWA.
- [WBBau, 2008] Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (WBBau). Controlling in der Abwasserwirtschaft. Bauhaus-Universität Weimar. 2008. Autorengemeinschaft - in fachlicher Kooperation mit der DWA.
- [Werner, 1986] D. WERNER. Wasser für das antike Rom. VEB Verlag für Bauwesen. Berlin. 1986.
- [Wichtmann et al., 1997] W. WICHTMANN, A. GENSIOR und J. ZEITZT. Sanierung eines degradierten Niedermoors mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 85 II. Seiten 1071 – 1074. 1997.
- [Wilderer und Tchobanoglous, 1982] P. A. WILDERER und G. TCHOBANOGLIOUS. Leistungsfähigkeit und Grenzen von Wasserhyazinthen-Systemen zur Abwasserreinigung. In: Abwasserreinigung mit Hilfe von Wasserpflanzen. I. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium in Ratzeburg. Hamburg. 1982. Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der TU Hamburg-Harburg e.V.
- [Winter und Goetz, 2002] K. J. WINTER und D. GOETZ. The Impact of Sewage Composition on the Soil Clogging Phenomena of Vertical Flow Reed Beds. In: 8th International Conference On Wetland Systems for Water Pollution Control. Vol. 1. Seiten 7 – 13. Arusha. 2002.
- [Wolf et al., 2006] L. WOLF, J. KLINGER, H. HÖTZL und M. EISWIRTH. Gefährdungspotential von Boden und Grundwasser durch Kanalleckagen am Beispiel einer mittelgroßen Stadt. In: Abwasser und Abfall e.V. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (Hg.): Undichte Kanäle - (k)ein Risiko? Gemeinschaftstagung 11./12. Oktober 2006 Frankfurt. DWA, S. 100-119. 2006.

[Wupperverband, 2003] Wupperverband (Hrsg.). Das Projekt Lambertsmühle: Zukunftsfähiges Abwassermanagement im ländlichen Raum? WiW Wuppverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH. 2003. Mit Förderung durch das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

[Wüsthoff, o.J.] A. WÜSTHOFF. Handbuch des deutschen Wasserrechts. E. Schmidt Verlag Berlin. o.J.

[ZV Jena Wasser, 2010] Zweckverband Jena Wasser. Abwasserbeseitigungskonzept nach § 58a Thüringer Wassergesetz. Jena. 2010. <http://www.jenawasser.de>.

Glossar

abfiltrierbare Stoffe

Nicht gelöste Stoffe im Abwasser, die durch Filtration, aus dem Abwasser entfernt werden können.

Absetzbecken

Große Sammelbecken zur mechanischen Entfernung von ungelösten Schwebstoffen aus langsam durchfließenden Abwässern; ähnlich der Absetzbrunnen oder Dortmundbrunnen, der sich besonders zum Abscheiden von flockigen Partikeln eignet.

Abwasser

- 1 Sammelbezeichnung für das Wasser und seine Inhaltsstoffe, das aus Haushalten, Betrieben oder Landwirtschaft abfließt und organische wie anorganische gelöste und auch suspendierte Substanzen enthält.
- 2 Durch häuslichen, gewerblichen, industriellen, landwirtschaftlichen und sonstigen Gebrauch in seinen natürlichen Eigenschaften verändertes Wasser.

Hierzu gehört auch das aus bebauten Gebieten (befestigten/versiegelten Flächen) abfließende Niederschlagswasser. Abwasser kann vielfältige Verunreinigungen enthalten. Sie können in folgende wesentliche Belastungs- und Schadstoffgruppen unterteilt werden:

- leicht abbaubare organische Stoffe,
- schwer abbaubare organische Stoffe,
- Pflanzennährstoffe,
- Schwermetallverbindung,
- Salze und
- Abwärme.

Um die Gewässer zu schützen, müssen die Schadstoffe durch Behandlung des Abwassers und andere Maßnahmen möglichst weitgehend reduziert werden.

- 3 Im engeren Sinne das durch häuslichen, gewerblichen und industriellen Gebrauch verschmutzte, seiner Menge und Zusammensetzung nach stark schwankende Wasser, ebenso das von bebautem Gelände (Dächern, Straßen) abfließende Niederschlagswasser; enthält gelöste, kolloidale und feste Verunreinigungen. Der Abwasseranfall von Städten schwankt in weiten Grenzen zw. 50–400 l pro Tag und Einwohner, der Flächenbedarf für eine vollständige Kläranlage schwankt zw. 0,5 und 2,0 m² pro Einwohner.

Abwasserabgabe

Für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer ist eine Abgabe zu zahlen. Die Abgabe richtet sich nach der Schädlichkeit des Abwassers, die unter Zugrundelegung der Abwassermenge, der Metalle Quecksilber und Cadmium, der oxidierbaren Stoffe und der Giftigkeit des Abwassers gegenüber Fischen (Fischtoxizität) in Schadeinheiten errechnet wird. Durch Gesetz von 1986 ist ab 01.01.1990 auch für die organischen Halogenverbindungen (AOX) und für die Metalle Chrom, Nickel, Blei und Kupfer eine Abgabe zu zahlen.

Abwasserabgabengesetz

Auf der Grundlage des Abwasserabgabengesetzes müssen Einleiter schädlichen Abwassers (Gemeinden, Industrie) eine Abgabe zahlen. Die Höhe der Abwasserabgabe richtet sich nach der Schädlichkeit des eingeleiteten Abwassers. Für

die Bestimmung der Schädlichkeit werden die Abwassermenge, die oxidierbaren Stoffe (in chemischem Sauerstoffbedarf Chemischer Sauerstoffbedarf), Phosphor, anorganischer Stickstoff, die Schwermetalle Quecksilber, Cadmium, Nickel, Chrom, Blei, Kupfer und die organischen Halogenverbindungen (AOX) sowie die Giftigkeit des Abwassers gegenüber Fischeiern der Bewertung zugrunde gelegt (§ 3 in Verbindung mit Anlage A). Die Schädlichkeit wird durch den Messwert „Schadeinheit“ ausgedrückt. Je geringer die Schädlichkeit eines Abwassers ist, um so geringer ist auch die Abwasserabgabe. Die Abwasserabgabe soll daher dazu anreizen, die Schädlichkeit der Abwässer durch Vermeidungsmaßnahmen, nämlich Abwasserbehandlung, Einführung abwasserarmer oder abwasserloser Produktionsverfahren und Einführung umweltfreundlicher Produkte („Umweltzeichen“) zu vermindern.

Das Abwasserabgabengesetz wurde am 13.09.1976 erlassen (BGBl. I, S. 2721, berichtigt S. 3007), trat am 01.01.1978 in Kraft und sieht eine Abgabepflicht ab 01.01.1981 vor.

Abwasserableitung

bezeichnet den Transport des Abwassers durch Kanäle im Trennsystem oder Mischsystem

Abwasseranfall

- 1 Im Durchschnitt rechnet man in Mittel- und Westeuropa mit einem Abwasseranfall von 100 bis 250 Litern pro Einwohner und Tag.
- 2 Als Faustregel kann gelten, dass das im kommunalen Bereich anfallende Abwasser insgesamt zu etwa je einem Drittel aus Fremdwasser, häuslichem Abwasser und kleingewerblich/industriellem Abwasser besteht. In Industriegebieten und Betrieben der öffentlichen Stromversorgung, die ihre Abwässer und Kühlwässer über werkseigene Kanalisierungen unmittelbar in die Gewässer einleiten (Direkteinleiter), fallen weitere Kühl- und Abwassermengen an.

Abwasserart

- 1 Abwasser wird entsprechend seiner Herkunft unterschieden in:
 - häusliches Abwasser,
 - industrielle und gewerblich Abwässer,
 - Kühlwasser.
- 2 Hinsichtlich der Einteilung in Teilströme (Sanitärkonzepte) unterscheidet man in:
 - Grauwasser,
 - Gelbwasser,
 - Braunwasser,
 - Schwarzwasser.

Abwasserbehandlung

Alle Techniken mit dem Ziel der schadlosen Ableitung, Reinigung, Verwertung, Rückgewinnung von wiederverwendbaren Wertstoffen und Senkung des Abwasseranfalls. Die mechanische Abwasserbehandlung dient der Abtrennung von Feststoffen; grobe Stoffe werden durch Rechen, Sand im Sandfänger, aufschwimmende Stoffe wie Fette und Öle durch sogenannte Leichtstoffabscheider, sink- und absetzbare Stoffe (oft nach einer Neutralisation) im Vorklärbecken

zurückgehalten. Bei der biologischen Abwasserbehandlung wird die Fähigkeit von Kleinlebewesen (vor allem von aeroben Bakterien) ausgenutzt, organische Substanzen zu metabolisieren (veratmen), das heißt sie in niedermolekulare Verbindungen, letztlich in Kohlendioxid, Wasser, Nitrat und Sulfat überzuführen. Dieser Prozess ist der natürlichen Selbstreinigung der Oberflächengewässer nachgeahmt, wobei das Verfahren durch die Konzentrationserhöhung an Bakterien usw. und durch die Sauerstoffzuführung in Form von Luft in den biologischen Kläranlagen wesentlich beschleunigt wird. Die biologische Abwasserbehandlung wurde notwendig, um die Vorfluter nicht durch übermäßigen Sauerstoffverbrauch zu belasten. Bei der chemischen Abwasserbehandlung wird durch Zugabe von Kalk oder Natronlauge das Abwasser neutralisiert, wobei Kolloide und Salze ausfallen können; auch Eisen- und Aluminiumsalze können zugesetzt werden. Den physikalisch-chemischen Abwasserbehandlungs-Methoden werden Flotation, Ionenaustauscher, Umkehrosmose und andere Verfahren zugerechnet.

Abwasserbehandlungsanlage

siehe Abwasserreinigungsanlage

Abwasserbeseitigung

Im allgemeinen Sinne die Rückführung des Abwassers in den natürlich Wasserkreislauf.

Verfahrensmöglichkeiten:

- Einleitung in einen Vorfluter (oberirdische Gewässer, wie Bach, Fluss oder See),
- Einleitung in ein kommunales Entwässerungssystem,
- landwirtschaftlich Abwasserverwertung,
- Versickerung oder Versenkung,
- Eindampfen und Verbrennen,
- Transport ins Meer,
- Entwässern von Klärschlamm im Zusammenhang mit der in den meisten Fällen notwendigen Abwasserreinigung.

Abwasserbeseitigungsanlage

Unter Abwasserbeseitigungsanlagen versteht man alle Einrichtungen zur Abwasserbeseitigung, insbesondere zum Sammeln, Fortleiten, Behandeln, Einleiten, Versickern, Verregnen und Verrieseln sowie zum Entwässern von Klärschlamm im Zusammenhang mit der Abwasserbeseitigung. Abwasserbeseitigungsanlagen sind unter Berücksichtigung der Benutzungsbedingungen und Auflagen für das Einleiten von Abwasser nach den hierfür jeweils in Betracht kommenden Regeln der Technik zu errichten und zu betreiben. Hierzu zählen insbesondere die technischen Bestimmungen für den Bau, den Betrieb und die Unterhaltung von Abwasserbeseitigungsanlagen. Entsprechen vorhandene Anlagen nicht diesen Vorschriften, so haben die Länder sicherzustellen, dass die erforderlichen Maßnahmen durchgeführt werden.

Abwasserbeseitigungskonzept

Grundlage aller Planungen von Abwasserentsorgungseinrichtungen im ländlich strukturierten Gebiet sollte ein überörtlich aufgestelltes Abwasserbeseitigungskonzept sein. Inhalt und Verbindlichkeit regelt das Länderrecht (z.B. § 53 LWG-NRW)

Ein Abwasserbeseitigungskonzept sollte enthalten:

- Festlegung des Geltungsbereiches,
- vorhandene Abwasseranlagen (Kanäle, Kleinkläranlagen, ortseigene Kläranlagen) und ihre technisch-wirtschaftliche Bewertung,
- aus Sicht des Gewässerschutzes notwendige Maßnahmen unter Berücksichtigung der rechtlichen Vorgaben,
- Alternativen und Varianten,
- kurz- und mittelfristige Übergangslösungen nach Prioritäten und mit Kostenangaben zur schrittweisen Annäherung an das Planungsziel.

Abwasserbeseitigungspflicht

Nach Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sind die Kommunen abwasserbeseitigungspflichtig. Das umfasst das Sammeln, Behandeln, Ableiten und Versickern von Abwasser sowie das Stabilisieren und Entwässern von Klärschlamm aus der Abwasserbehandlung.

Abwasserbeseitigungsplanung

(§ 18a Abs. 3 Wasserhaushaltsgesetz): Befasst sich nur mit einem eng abgegrenzten Teilbereich der Wasserwirtschaft: mit der Abwasserbeseitigung.

Der Aufgabenbereich der Abwasserbeseitigungsplanung ist im Wasserhaushaltsgesetz abschließend geregelt und hat im Hinblick auf den Umweltschutz einen vorwiegend gewässerschützenden Charakter.

Abwasserdruckleitung

Leitung zum Transport von Abwasser unter Druck.

Abwassereinleitung

Die Einleitung von Abwasser in oberirdische Gewässer stellt nach Wasserhaushaltsgesetz einen Benutzungstatbestand dar und ist erlaubnispflichtig. Für Abwässer ist der Stand der Technik einzuhalten. Nur wenn dieser eingehalten wird, darf eine Erlaubnis für das Einleiten erteilt werden. Hierzu erlässt die Bundesregierung mit Zustimmung des Bundesrates allgemeine Verwaltungsvorschriften über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser, die dem Stand der Technik entsprechen müssen.

Abwasserentsorgung

siehe Abwasserbeseitigung

Abwassergebühr

Wird anhand des Wasserverbrauches berechnet (pro m³). Bei den zunehmenden Kosten für die Instandhaltung, den Bau und die notwendige Verbesserung sowie Erweiterung bestehender Anlagen ist mit weiterhin steigenden Abwassergebühren zu rechnen.

Abwasserkanal

Offenes oder geschlossenes Gerinne, in dem Abwasser in der Regel mit freiem Gefälle abgeleitet wird.

Abwasserleitung

Leitung zwischen Entwässerungsgegenständen und der Grundstücksgrenze bzw. der letzten Reinigungsöffnung auf einem Grundstück.

Abwasserreinigung

1. Sammelbezeichnung für alle Techniken zur Verringerung von Abwasserinhaltsstoffen durch biologische, chemische und/oder mechanische Verfahren.
2. Kommunale Abwässer und Abwässer vieler Industriebranchen, die in der Regel und überwiegend organische Abwasserinhaltsstoffe enthalten, müssen heute zumindest vollbiologisch behandelt werden. Sind die Abwässer besonders stark verschmutzt oder werden sie in leistungsschwache Gewässer oder in Seen eingeleitet, reichen vollbiologische Verfahren allein nicht aus. Die Abwässer müssen dann „weitgehend“ (in Anlagen der „weitergehenden Abwasserreinigung“) behandelt werden.

Abwasserreinigungsanlage

Anlage zur Reinigung von Abwasser, gegebenenfalls in Verbindung mit anderen Arten der Abwasserbehandlung, z.B. Kühlung oder Neutralisation, siehe Kläranlage.

Abwasserreinigungstechnik

Oberbegriff für Technologien zur Reinigung von Abwässern. Kommunale Abwässer und Abwässer vieler Industriebranchen, die in der Regel und überwiegend organische Abwasserinhaltsstoffe enthalten, müssen heute zumindest vollbiologisch behandelt werden. Sind die Abwässer besonders verschmutzt oder werden sie in leistungsschwache Gewässer eingeleitet, reichen vollbiologische Verfahren nicht aus. Die Abwässer müssen dann in Anlagen der „weitergehenden Abwasserreinigung“ behandelt werden.

Abwasserteich

Abwasserteichanlage

Abwasserteichanlage

Abwasserteichanlagen sind sehr alte Abwasserreinigungsverfahren. Abwasserteiche sind künstliche stehende Gewässer, die relativ flach sind und zur biologischen und mechanischen Reinigung von Abwasser eingesetzt werden. In Abwasserteichen finden unter teilweise kontrollierten Bedingungen biologische Abbauprozesse statt sowohl in anaeroben als auch in aeroben Räumen. Diese führen zum Abbau organischer Abwasserinhaltsstoffe und zur Eliminierung pathogener Keime.

Hierbei wird unterschieden in

- unbelüfteter Abwasserteich und
- belüfteter Abwasserteich.

Abwasserverband

siehe Abwasserzweckverband

Abwasserverordnung

(AbwV) Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer.

Informationen zur aktuellen Fassung bzw. Änderungen finden sich unter http://www.bmu.de/gesetze_verordnungen/sitemap/sitemap/5228.php bzw. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/> bzw. für das EU-Recht unter <http://europa.eu.int/eur-lex/de>.

Abwasserverregnung

Landwirtschaftliche Verwertung von Abwasser. Das geklärte Abwasser wird mit einer Beregnungsanlage versprüht (siehe auch Abwasserreinigung).

Abwasserverrieselung

1. Im Gegensatz zur Abwasserverregnung hat die Verrieselung den Zweck, Abwasser zu reinigen, wobei der Boden als mechanisch und biologisch wirkender Reinigungsträger ausgenutzt wird.
2. Landwirtschaftliche Verwertung von Abwasser. Steht ein ausreichendes Gefälle zur Verfügung, dann tritt das Abwasser aus dem Zuleitungsgraben auf das Rieselfeld über und rieselt hangabwärts zu den tiefer gelegenen Ableitungsgräben. Bei unzureichendem Gefälle gelangt es auf dem Rieselfeld in gezogene Furchen, in denen es versickert.

Abwasserversickerung

Gemäß DIN EN 1085 ist die Abwasserversickerung definiert als Einbringen von in geeigneter Weise gereinigtem Abwasser in den Untergrund ohne landwirtschaftliche Nutzung, z.B. über eine Sickeranlage, Sickergräben oder über eine Sickerleitung.

Die technische Umsetzung erfolgt in Versickerungsanlagen.

Abwasserverwertung

1. Weiträumige Verteilung von Abwasser auf land- oder forstwirtschaftlich genutzte Flächen. Die landwirtschaftliche Abwasserverwertung wird meist als Abwasserverregnung nach vorheriger mechanischer Reinigung (mechanische Abwasserreinigung) betrieben.
2. Als Abwasserverwertung bezeichnet man auch den Wiedereinsatz von gereinigtem Abwasser im Produktionsprozess.

Abwasserzweckverband

1. Abwasserzweckverbände sollen durch Zusammenlegen der Abwasserentsorgung die Kosten verringern.
2. Vereinigung mit dem Ziel, die Abwasserreinigung aus verschiedenen Betrieben oder Gemeinden gemeinschaftlich durchzuführen, z.B. in einem so genannten Gruppenklärwerk für mehrere Orte. Eine Form der Abwasserzweckverbände stellen Wasser- und Bodenverbände (Genossenschaften) dar (Beispiel: Wupperverband). In diesen Verbänden können auch natürliche und juristische Personen des Privatrechts wie Grundstückseigentümer, Bergwerke oder Industriegebiete Mitglieder sein bzw. zwangsweise beigezogen werden.

Anmerkung: Die Mitgliedschaft in einem Zweckverband befreit die Bürgermeister der Mitgliedsgemeinden von der Verantwortung für die Qualität des Ablaufwasser, die auf den Verband übergeht.

Adsorption

(ad lat. = an; adsorbere lat. = aufnehmen). Anlagerung von Gasen oder gelösten Stoffen an der Oberfläche fester Stoffe (Adsorbens, Adsorptionsmittel) in einem Adsorber. Durch Adsorption lassen sich Schadstoffe aus Abgasen oder Flüssigkeiten entfernen.

aerob

1. (aer gr. = Luft; bios gr. = Leben). allgemein: sauerstoffbedürftig oder -haltig (bezogen auf Organismen, chemische Reaktionen)
2. Bezeichnung für die Lebensweise von Organismen, die zur Atmung Sauerstoff benötigen oder chemische Reaktionsweisen, die nur unter Sauerstoffzufuhr möglich sind (aerobe Atmung).

Die aerobe Abwasserreinigung erfolgt in Belebungsbecken durch Mikroorganismen unter Zuführung von Sauerstoff.

aerober Abbau

- 1 Abbauvorgänge, bei denen Sauerstoff verbraucht wird.
- 2 Abbau durch Mikroorganismen unter Verbrauch von Sauerstoff (Quelle: DIN 4045). Es handelt sich hierbei um das bevorzugte Prinzip kommunaler und industrieller Kläranlagen. Unterschiedliche Belüftungsaggregate sorgen für den Sauerstoffeintrag. (siehe auch aerob)

allgemein anerkannte Regeln der Technik

- 1 Im Umweltrecht gebrauchte Charakterisierung des technologischen Entwicklungszustandes eines Verfahrens als in mehreren, seit längerem im zuverlässigen Dauerbetrieb arbeitenden Großanlagen eingesetzt. Wie „Stand der Technik“ und „Stand der Wissenschaft“ und Technik ist a.a.R.d.T. ein unbestimmter Rechtsbegriff.
- 2 Im Technischen und Umweltschutzrecht gebrauchter Begriff, der als Maßstab für die Anwendung eines Verfahrens die Anerkennung durch die Mehrheit der auf einem speziellen Gebiet tätigen Fachleute voraussetzt; eine Erweiterung: Stand der Technik.

anaerob

- 1 (aneu gr. = ohne; aer gr. = Luft); das Fehlen von molekularem Sauerstoff bezeichnend (lebend)
- 2 Bezeichnung für die Lebensweise von Organismen, die zum Leben keinen freien Sauerstoff benötigen, und für chemische Reaktionsweisen, die unter Ausschluss von Sauerstoff ablaufen (Anaerobier).

anaerober Abbau

- 1 Abbauvorgänge, bei denen kein freier Sauerstoff verbraucht wird.
- 2 Abbau von Stoffen durch Mikroorganismen unter anaeroben Bedingungen bei Temperaturen über 30 °C. Anaerobe Abbauteils: Es wird mit Mikroorganismen aus anaeroben Schlammfäulungsanlagen angeimpft. Die Versuche laufen bis zu 60 Tagen. Die Gasproduktion (CH₄ und CO₂) wird als Maß des Abbaus gewertet. Über eine Versuchsmethode wird im internationalen Bereich derzeit diskutiert.

Annuität

Eine regelmäßige, gleich bleibende Rate (monatlich, quartalsweise etc.) zur Abtragung einer Kapitalschuld, die sich aus Zins- und Tilgungszahlungen zusammensetzt. Mit fortlaufender Rückzahlung des Darlehens steigt der Tilgungsanteil, während der Zinsanteil sinkt.

Annuitätenfaktor

Der Barwert einer Zahlung ist der auf den Bezugszeitpunkt abgezinste Wert dieser Zahlung.

Anschluss- und Benutzungszwang

- 1 Wurde von der noch älteren Pflicht des Anschlusses an die öffentliche Wasserversorgung übernommen. Beim Abwasser können Landwirte mit dem Einverständnis der Gemeinde davon befreit werden.
- 2 Durch Satzung der Kommunen oder der Verbände begründete Pflicht für Unternehmer, private Haushalte usw., sich der kommunalen Abwasserbeseitigung anzuschließen und ihre Anlage zu benutzen. Die Kosten werden durch Erhebung von Beiträgen (Beitrag) und Gebühren (Gebühr) auf die angeschlossenen Benutzer umgelegt.

Anschlussdichte

Anzahl der Anschlüsse je km Rohrnetz

Anschlusskanal

Kanal zwischen dem öffentlichen Abwasserkanal und der Grundstücksgrenze bzw. der letzten Reinigungsöffnung auf einem Grundstück.

anthropogen

durch menschliche Einwirkung hervorgerufen

ausschließliche Gesetzgebung

Die ausschließliche Gesetzgebung in Deutschland sieht vor, dass allein der Bund berechtigt ist, entsprechende Bereiche durch Rechtsnormen zu regeln (Gesetzgebung). Einzig wenn die Länder in einem Bundesgesetz dazu ermächtigt werden, dürfen sie nach den Vorschriften dieses Bundesgesetzes Teilbereiche selbst regeln. Die gesetzliche Grundlage bildet das GG und Art. 73 regelt die betroffenen Bereiche.

Barwertermittlung

Bei der Barwertermittlung handelt es sich um eine dynamische Kostenbetrachtung, in der alle Kostenströme (Investitionskostenanteile, jährliche Betriebskosten, jährliche Entsorgungskosten etc.) für jedes Jahr separat betrachtet und auf einen festgelegten zeitlichen Bezugspunkt (in der Regel den Zeitpunkt der Investition) zurückgerechnet werden. Das Ergebnis ist für jedes betrachtete Verfahren ein Projektkostenbarwert in €, der unmittelbar mit anderen Projektkostenbarwerten verglichen werden kann.

Beckenversickerung

Das Regenwasser von größeren Flächen kann über Becken versickert werden. Diese Anlagen sind größer als Mulden.

Beitrag

Untertat der öffentlichen Abgaben. Geldleistungen, die in Hinblick auf eine besondere Gegenleistung auferlegt werden dafür dass die Möglichkeit der Benutzung besonderer Einrichtungen oder die Ausnutzung besonderer Vorteile zur Verfügung gestellt wird. Beitragssätze werden nach der Benutzungsmöglichkeit gestaffelt. Ob davon Gebrauch gemacht wird, ist unerheblich. (Stichwort: Anliegerbeiträge, Erschließungsbeiträge).

Belebtschlamm

Aus ein- und mehrzelligen Kleinlebewesen (z.B. Bakterien, Pilzen) bestehender Schlamm im Belebungsbecken einer Kläranlage. Die im Belebtschlamm vorhandenen Kleinlebewesen bauen die im Abwasser vorhandenen organischen Substanzen unter Verwendung von Sauerstoff für ihren Stoffwechsel ab.

Belebtschlammflocke

Beim Belebungsverfahren sich entwickelnde Schlammflocke; siehe DIN 4045.

Belebungsanlage

Anlage zur biologischen Abwasserreinigung. Sie unterscheidet sich vom Tropfkörperverfahren dadurch, dass die schmutzabbauenden Bakterien und Kleinlebewesen sich nicht auf festen Flächen ansiedeln, sondern frei im Wasser schwebende Flocken bilden. In diesen Anlagen werden auf engstem Raum durch Umwälzen und Belüften große Mengen von Belebtschlamm in der Schwebe gehalten und mit Sauerstoff versorgt, wodurch eine schnelle Abwasserreinigung durch Adsorption an die Belebtschlammflocke und z.T. auch durch biochemischen Abbau erzielt wird.

Belebungsbecken

Bauwerk für das Belebungsverfahren, in dem belebter Schlamm in Schwebelage gehalten und unter Sauerstoffaufnahme organische Substanz abgebaut und in belebten Schlamm umgewandelt wird.

Belebungsverfahren

Verfahren der Abwasserreinigung, bei dem das Abwasser durch Kontakt mit Belebtschlamm gereinigt wird. Die Bakterien des Belebtschlammes bauen organische Substanzen ab; zu ihrem Stoffwechsel benötigen sie Sauerstoff aus dem Wasser, der ihnen in Belebungsbecken zugeführt wird. Nach der Reinigung des Abwassers im Belebungsbecken wird im Nachklärbecken die belebte Substanz vom Abwasser abgetrennt und im Kreislauf in das Belebungsbecken zurückgeführt oder als Überschussschlamm entfernt.

belüfteter Abwasserteich

Die belüfteten Teiche sind zumeist durch den Einbau einer künstlichen Sauerstoffzufuhr (Sauerstoffbegasung) aus überlasteten unbelüfteten Teichen entstanden. Die Belüftung sichert eine weitgehend von natürlichen Gegebenheiten unabhängige Durchmischung und Sauerstoffversorgung. Dadurch wird mehr Bakterienmasse als in ungelüfteten Teichen in Schwebelage gehalten. Die im Rohabwasser enthaltenen absetzbaren Stoffe werden gleichmäßiger über den gesamten Teichboden verteilt. Dies hat zur Folge, dass die Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf beträchtlich sein können und deshalb ein nachgeschalteter Schwebstoffabscheider notwendig ist.

Benutzung

Bei Gewässern im Wasserhaushaltsgesetz und den Landeswassergesetzen geregelt. Allgemein: Gestaffelt von Gemeingebrauch bis zur gebührenpflichtigen Nutzung einer öffentlichen Sache oder Einrichtung, s. Benutzung der Gewässer

bepflanzte Bodenfilter

Bepflanzte Bodenfilter im Sinne des Arbeitsblattes DWA-A 262 sind mit Röhrichtpflanzen (Helophyten) bepflanzte sandig-kiesige Bodenkörper, die zum Zwecke der biologischen Reinigung eines entschlammten sowie von Grob- und Schwimmstoffen befreiten oder auch teilweise biologisch vorbehandelten Abwassers von diesem gezielt durchströmt werden. Sie werden horizontal oder vertikal durchströmt. Die Wirkungsmechanismen im Bodenkörper sind durch komplexe physikalische, chemische und biologische Vorgänge gekennzeichnet, die sich aus dem Zusammenwirken von Filtermaterial, Helophyten, Mikroorganismen, Porenluft und Abwasser ergeben. Die biologischen Reinigungsvorgänge beruhen im Wesentlichen auf Stoffwechselaktivitäten der in Biofilmen auf dem Filtermaterial sowie auf den Pflanzenwurzeln angesiedelten Mikroorganismen. In der Vegetationsperiode können die Pflanzen die Wasser- und Nährstoffbilanz des Bodenfilters merklich beeinflussen. In bepflanzten Bodenfiltern sammelt sich Schlamm an, der aus der Summe der gebildeten Biomasse und der akkumulierten organischen und anorganischen Inhaltsstoffe besteht.

Betriebskosten

Betriebskosten sind Kosten, die durch den Gebrauch eines Gebäudes laufend entstehen. Das sind zum Beispiel Wartungs- und Reinigungskosten, aber nicht Reparatur- und Instandhaltungskosten.

Biochemischer Sauerstoffbedarf

- 1 (BSB) Ein Standardtest in der Wasserbehandlung zur Feststellung des Maßes an organischer Verschmutzung. Er ist die volumenbezogene Masse an Sauerstoff, die für den aeroben Abbau der in einem Liter Probewasser enthaltenen biochemisch oxidierbaren Inhaltsstoffe in n Tagen von einer entsprechenden Mikrobiözönose bei 20 °C summarisch verbraucht werden kann. In der biologischen Abwasserreinigung wird der BSB gemessen in fünf Tagen im Allgemeinen zur Anlagenbemessung herangezogen.
- 2 Maßzahl für die Menge an gelöstem Sauerstoff, die zum biologischen Abbau organischer Stoffe im Abwasser benötigt wird. Als Kennzahl wird meistens der BSB₅ angegeben. Dieser gibt die Menge an Sauerstoff im mg/l an, die Bakterien und andere Kleinstlebewesen in einer Wasserprobe während fünf Tagen bei 20 °C beim biologischen Abbau benötigen.
- 3 BSB, ein Maß für die Summe aller biologisch abbaubaren organischen Stoffe im Wasser. Der BSB gibt an, wieviel gelöster Sauerstoff in einer bestimmten Zeit für den „biologischen Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe benötigt wird; meist wird er für den Zeitraum von fünf Tagen ermittelt und deshalb BSB₅ genannt.

Biofilm

s. biologischer Rasen

Biofilter

Anlage zur Behandlung geruchsbeladener Abluft. Auf dem Trägermaterial siedeln sich Mikroorganismen an, welchen die Geruchsstoffe als Nährstoffe dienen. Die bekanntesten Biofilter sind:

- Kompostfilter
- Rindenmulchfilter

biologische Abwasserreinigung

- 1 Die im Abwasser enthaltenen organischen Bestandteile werden in der biologischen Abwasserreinigung einem Abbauprozess unterzogen. Der Abbau erfolgt durch Mikroorganismen wie Bakterien und Pilze in Verbindung mit Sauerstoff. Dabei entstehen durch Umwandlungsprozesse anorganische Verbindungen (z.B. Kohlendioxid oder Wasser) und eine beständige Biomasse. Letztere sinkt im Nachklärbecken zu Boden und wird dort als Rücklaufschlamm bzw. Überschussschlamm aus dem Wasser entfernt und weiterverarbeitet. Dieser Prozess geht ohne Störung vor sich, solange die Kleinstlebewesen vor Säuren, Laugen und Giftstoffen geschützt sind und ihnen mit dem Abwasser stets neue Nahrung und genügend Sauerstoff zugeführt wird. In ausreichend bemessenen und sorgfältig betriebenen mechanisch-biologischen Kläranlagen können Abwässer so weit gereinigt werden, dass Fische darin leben können. Gleichwohl werden in den den Regeln der Technik entsprechenden Kläranlagen nur etwa 90 % der Schmutz- bzw. Schadstoffe und Krankheitserreger aus dem Abwasser entfernt. Dort, wo die Restbelastung aus städtischen oder industriellen Abwässern noch zu hoch ist und/oder die Selbstreinigungskraft des aufnehmenden Gewässers (Vorfluter) übersteigt, wird eine weitergehende Abwasserreinigung (Dritte Reinigungsstufe) notwendig.

- 2 Abbau von gelösten organischen Substanzen durch Mikroorganismen, anaerob oder aerob in Belebtschlamm-anlagen (z.B. Becken, Bio-Hochreaktoren) oder auf so genannten biologischen Rasen (biologischer Rasen) in Tropfkörpern. Geschieht in Kläranlagen durch technisch intensivierete biologische Selbstreinigung (z.B. Füllkörper, Oberflächenbelüfter), s.a. Belebtschlammverfahren.

biologische Selbstreinigung

Die durch Mithilfe von Mikroorganismen erfolgende Zersetzung organischer Substanzen im Abwasser und in durch Abwasser verschmutzten natürlichen Gewässern.

biologische Stufe

Teil einer Kläranlage, besteht aus vorwiegend mikrobieller Reinigung und Nachklärung.

biologischer Abbau

Molekularer Abbau (aerob bzw. anaerob) einer künstlichen oder natürlichen organischen Substanz (z.B. im Gewässer oder im Boden), die durch komplexe Einwirkungen lebender Organismen hervorgerufen wird. Dabei zerlegen Mikroorganismen, hochmolekulare Stoffe (Zucker, Fett, Holz) in einfache Stoffe unter Energiefreisetzung in niedermolekulare Verbindungen, letztlich bis zu CO₂ und Wasser (Kohlendioxid, Wasser), biologische Selbstreinigung, Mineralisation

biologischer Rasen

Die Kleinlebewesen, die die Füllkörper bzw. Bodenkörner in der biologischen Abwasserreinigung (biologische Abwasserreinigung) umhüllen.

biologischer Schlamm

Siehe Belebtschlamm.

Biomasse

Gesamtmasse des organischen Materials (Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen) auf einer bestimmten Fläche oder innerhalb eines bestimmten Volumens. Gebildet wird es durch Wachstum und Stoffwechsel von Organismen.

Blähschlamm

- 1 Aus ein- und mehrzelligen Kleinlebewesen (z.B. Bakterien, Pilzen) bestehender Schlamm im Belebungsbecken einer Kläranlage. Die im Blähschlamm vorhandenen Kleinlebewesen bauen die im Abwasser vorhandenen organischen Substanzen unter Verwendung von Sauerstoff für ihren Stoffwechsel ab.
- 2 Blähschlamm hat schlechte Absetzeigenschaften, die aus der übermäßigen Vermehrung fadenförmiger Bakterien resultieren. Da der Blähschlamm nicht sedimentiert, sinkt zum einen die Reinigungsleistung in Belebungsbecken und zum anderen wird im Nachklärbecken bereits gereinigtes Abwasser durch die Schlammflocken kontaminiert. Die Bildung von Blähschlamm wird durch einseitig belastete Abwässer gefördert. Sie kann durch eine chemische bzw. physikalische Behandlung (z.B. Fällung mit Grünsalz, Erhöhung der Belüftungsintensität) unterbunden werden.

Bodenfilter

Bodenkörperfilter sind eine in Österreich entstandene und auch in Deutschland auf den Markt gebrachte Weiterentwicklung der Filterkammer. Bodenkörperfilter sind dadurch gekennzeichnet, dass die erforderliche GesamtfILTERfläche durch einzelne, übereinander gestellte und von oben nach

unten nacheinander durchflossene „Tassen“ bereitgestellt wird. Bei gleicher Filterfläche ist damit die erforderliche Grundfläche kleiner als bei der Filterkammer. Die aus Beton hergestellten Tassen sind mit einem Spezialfiltermaterial gefüllt. Die Beschickung mit vorgereinigtem Abwasser erfolgt in der Regel stoßweise durch Kippgefäße. Zur Verbesserung der Reinigungswirkung können Bodenkörperfilteranlagen mit einem nachgeschalteten Rezirkulationsschacht ausgestattet werden. Mit einer Pumpe wird das ablaufende Wasser in die Vorreinigungsanlage zurückgepumpt oder mit einem vorgeschalteten Tropfkörper kombiniert. Für die Bemessung gibt es keine Normung. Üblich ist in Anlehnung an die Bemessung der Filterkammer nach ÖNORM B 2502, Teil 1: Der bevorzugte Anwendungsbereich liegt bei Ausbaugrößen < 50 EW), es wurden aber auch schon Anlagen mit einer Ausbaugröße > 100 EW errichtet.

Brauchwasser

- 1 Regenwasser oder recyceltes Abwasser zum Gebrauch von Toilettenspülungen, Waschmaschine, Bewässerung (kein Trinkwasser).
- 2 Je nach techn. Verwendungszweck - z.B. Kühlwasser, Kesselspeisewasser - unterschiedlich aufbereitetes Rohwasser, z.B. Grundwasser oder Oberflächenwasser.
- 3 s.a. Betriebswasser

Braunwasser

Als Braunwasser wird ein Schwarzwasser bezeichnet, welches ohne Urin bzw. ohne Gelbwasser ist.

Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

vom 12.07.1999 (BBodSchV). Die BBodSchV untersetzt mittels konkreter Regelungen das Gesetz zum Schutz des Bodens vom 24.03.1998.

Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG)

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17.03.1998; BGBl. Teil I, S. 502.

chemische Abwasserbehandlung

Abwasserbehandlung z.B. mit Fällmitteln (Fällungsverfahren), wie Aluminium-, Eisen- oder Calciumsalzen, die im Abwasser Hydroxidflocken bzw. schwer lösliche Verbindungen bilden. Gelöste oder feinverteilte Abwasserinhaltsstoffe werden dadurch in eine abscheidbare Form überführt, in der sie durch Sedimentation, Flotation oder Filtration aus dem Wasser ausgeschieden werden können. Dieses Verfahren entfernt viele Stoffe, die mit dem herkömmlichen Reinigungsverfahren (mechanische und biologische Reinigung) nicht oder nur ungenügend abscheidbar sind, wie Phosphate, Schwermetalle, schwer oder nicht biologisch abbaubare organische Stoffe. Da auch biologisch abbaubare Verbindungen durch die Fällungsreinigung abgeschieden werden, hat sie zur Entlastung überforderter Kläranlagen in Schweden, der Schweiz, z.T. auch in Deutschland, eine besondere Bedeutung erlangt.

Ein anderes Verfahren der chemischen Abwasserbehandlung ist die Oxidation von Wasserinhaltsstoffen mit Wasserstoffperoxid.

Chemischer Sauerstoffbedarf

- 1 (CSB) Menge an gelöstem Sauerstoff in mg/l oder g/m³, die zur völligen Oxidation der im Wasser enthaltenen organischen Stoffe benötigt wird. Als chemisches Oxidationsmittel wird üblicherweise Kaliumdichromat (K₂Cr₂O₇) verwendet (DIN 38409-H41 Ausgabe Dez. 1980).
- 2 Bei häuslichem Abwasser ist der CSB etwa 2-mal höher als der BSB₅ (Biochemischer Sauerstoffbedarf) der gleichen untersuchten Wasserprobe. Höhere CSB-Verhältnisse geben Hinweis auf schwer abbaubare organische Stoffe im Abwasser. Der CSB dient auch der Festsetzung der Abgaben entsprechend dem Abwasserabgabengesetz.
- 3 Ein Maß für die Summe aller organischen Stoffe im Wasser, einschließlich der schwer abbaubaren. Der CSB gibt an, wieviel Sauerstoff zur vollständigen Oxidation der organischen Stoffe durch Chemikalien benötigt wird.
- 4 CSB ist eine Kenngröße für den Verschmutzungsgrad von Gewässer und Abwässern mit organischen Inhaltsstoffen. Der CSB-Wert entspricht der Menge an Sauerstoff, die bei der Oxidation der gesamten im Wasser enthaltenen organischen Stoffe verbraucht wird.

DARCY'sches Gesetz

Formelbeziehung zur Beschreibung der Proportionalität von Fließgeschwindigkeit und hydraulischem Gradient, gilt nur für relativ langsames, laminares Fließen.

$$v_f = k_f \cdot I$$

v_f : Filtergeschwindigkeit [m/s oder m/d]

I: Standrohrspiegelgefälle [1]

k_f : Durchlässigkeitsbeiwert [m/s oder m/d]

Daseinsvorsorge

Ist eine kommunale Selbstverwaltungsaufgabe der Kommunen. Sie ist Recht und Pflicht der Gemeinden und Ausfluss der Selbstverwaltungsgarantie des Grundgesetzes. Konkret versteht man unter Daseinsvorsorge die Bereitstellung der Infrastruktur (Wasserversorgung, Energieversorgung, Entsorgung, Mobilität) zur Sicherung der Lebensbedingungen der Bürger.

Dekanter

Auch Vollmantelschnecken zentrifugen genannt, dienen in der Wasseraufbereitung zum Eindicken von Überschuss- und Faulschlämmen. Sie funktionieren nach dem Prinzip der Röhrenzentrifugen, besitzen aber im Gegensatz zu diesen eine Schnecke, die sich mit einer geringen Differenzdrehfrequenz zur Trommel dreht und dabei kontinuierlich die abgetrennten Feststoffe von der Zentrifugentrommel abschert und aus der Trennzone entfernt. Dadurch werden Betriebsunterbrechungen, die bei den konventionellen Röhrenzentrifugen durch Demontage und Reinigung der Trommel bedingt sind, vermieden. Bauartbedingt sind Dekanter relativ langsame Zentrifugen ($Z = 3000-4000$), daher liegt der Trennschnitt bei > 2 m bei kleinen Durchsätzen. Bei hohen Durchsätzen (bis zu 140 m³/h) wird dem Zulauf häufig Flockungsmittel zugesetzt um eine ausreichende Abscheidung (Gesamtab-scheidegrad $q = 0,95-0,98$) zu erzielen.

Denitrifikation

- 1 Die Reduktion von Nitrat oder Nitrit zu Stickoxiden, Ammoniak und freiem Stickstoff durch bestimmte Mikroorganismen (Denitrifikanten), die in schlecht durchlüftetem Boden den in Nitrat gebundenen Sauerstoff veratmen. Ungünstig für den Pflanzenwuchs, da diesem

hierdurch Nitrate entzogen werden. Stickstoffverluste durch Denitrifikanten schwanken stark je nach Boden- und Klimabedingungen und nach Anbau- bzw. Düngintensität. Als grobe Faustzahl gelten Verluste von 20 bis 100 kg je ha und Jahr.

- 2 Verfahren in der biologischen Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung, bei dem Nitrat zu freiem Sauerstoff und Stickstoff reduziert werden.

dezentrale Abwasserbehandlung

Bedeutet Abwasserbehandlung vor Ort unter Vermeidung größerer Vermischungen und langer Kanäle.

Das Konzept der dezentralen Abwasserreinigung basiert auf dem Grundgedanken, das anfallende Abwasser am Entstehungsort zu reinigen. Dies ist vor allem dann sinnvoll, wenn die Zuführung des Abwassers zu einer zentralen (Groß-)Kläranlage mittels Druckleitung, Pumpwerken etc. unwirtschaftlich im Vergleich zum Bau einer dezentralen Abwasserreinigungsanlage wird.

dezentrale Regenwasserbewirtschaftung

Das Konzept der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung hat u.a. das Ziel, den direkten Regenabfluss in die Gewässer auf das notwendige Maß zu beschränken. Das bedeutet nicht, dass die anfallenden Regenabflüsse statt vollständig abgeleitet zu werden z.B. vollständig versickert werden sollen. Dieses lassen die Bodenverhältnisse und die Entwässerungsansprüche in der Regel häufig gar nicht zu. Das Konzept schließt die Komponente Regenabfluss ausdrücklich ein. Allerdings wird die Regenabflussmenge sowohl verringert als auch zeitlich gedämpft bzw. gestreckt. Dadurch werden

- die Kanalisation hydraulisch entlastet,
- die Mischwasserbelastungen werden reduziert,
- die Kläranlagen werden weniger mit verdünntem Abwasser belastet und
- die Stoffeinträge in die Gewässer durch Trennsysteme werden verringert.

Eine dezentrale Regenwasserbewirtschaftung hat zum Ziel, das in Siedlungsgebieten anfallende Regenwasser derart zu bewirtschaften, dass der Wasserhaushalt des bebauten Gebietes dem des ehemals unbebauten Zustand angenähert wird. Daher wird der Boden für bewirtschaftungstechnische Maßnahmen mit berücksichtigt. Dabei soll sowohl der physikalischen Vorgang der Ausnutzung des Versickerungs- und Speicherpotentials im Boden genutzt werden, als auch die Reinigungsfähigkeit des Bodens, um die in den Regenabflüssen transportierten Stoffe physikalisch, chemisch und biologisch zu behandeln und somit das Grundwasser vor Verunreinigungen zu schützen.

DIN-Normung

Ein Ordnungsinstrument des technisch-wissenschaftlichen Bereichs und des persönlichen Lebens. Sie ist die planmäßige Vereinheitlichung von materiellen und immateriellen Gegenständen bzw. Begriffen zum Nutzen der Allgemeinheit und dient der Sicherheit von Menschen und Sachen. So gelten solche Normen, z.B. auch als Durchführungsanweisungen zu Unfallverhütungsvorschriften.

Direkteinleiter

Gewerbe- und Industriebetriebe, die ihre Abwässer über eigene Kanalisation direkt in ein Gewässer einleiten. Hierzu ist eine wasserrechtliche Erlaubnis nach dem Wasserhaushaltsgesetz erforderlich. Gegensatz: Betriebe, die ihre Abwässer zunächst in kommunale Kanalisationen und damit „indirekt“ in Gewässer einleiten (siehe Indirekteinleiter).

Dreikammerkläranlage

Herkömmliche Abwasserreinigung, wenn kein Anschluss an eine öffentliche Anlage vorhanden ist. Reinigungsleistung ca. 35 %. Durch 4. Nachreinigungsstufe können sich die Werte auf 98 % steigern lassen, wenn kein Anschluss an eine öffentliche Anlage vorhanden war (s. auch Kleinkläranlage).

Druckentwässerung

Abwasserableitung aus tiefliegenden Bauwerken oder Niederungsgebieten mittels im Tiefpunkt angebrachter Pumpstation in den höher angeordneten Ableitungssammler

Düngemittel

s. Dünger

Dünger

Dünger, Düngemittel: alle dem Boden zugeführten Stoffe, die dessen Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit fördern und geeignet sind, die Qualität der Erzeugnisse günstig zu beeinflussen. Dabei handelt es sich um anorganische oder organische Pflanzennährstoffe, die frei oder an Träger gebunden vorliegen. Zu den althergebrachten wirtschaftseigenen Düngemitteln (z.B. Stallmist) kamen vor allem im 20. Jahrhundert mineralische Düngemittel. Ihre in Salzform vorliegenden Pflanzennährstoffe entstammen entweder der chemische Synthese oder natürlich vorkommenden Mineralien. Die gezielte Versorgung der Pflanzen mit Haupt- und Spurennährstoffen gelingt am sichersten durch Mineraldünger, Einnährstoffdünger, Flüssigdünger, Gülle, Grunddüngung, Gründüngung, Kali-Dünger, Phosphatdünger, Stickstoffdünger, Mehrnährstoffdünger, Spurenelemente.

Man unterscheidet grob in:

- Wirtschaftsdünger (tierische Ausscheidungen, wie Stallmist, Gülle oder Jauche, Kompost, Stroh und ähnliche Reststoffe aus der pflanzlichen Produktion) und
- Mineral- oder Kunstdünger (synthetische oder aus Lagerstätten abgebaute Düngemittel.)

Klärschlamm aus Hauskläranlagen ist ein wertvoller Dünger, wenn die Bewohner vernünftig mit Abwasser umgehen.

Keine Düngemittel sind dagegen zum Beispiel

- Pflanzenwachstumsstoffe (Hormon),
- Bodenhilfsstoffe (z.B. Gesteinsmehle),
- Kultursubstrate oder
- Torf.

Durchlässigkeitsbeiwert

(auch k-Wert) ist eine rein materialbezogene Größe, die die strukturelle Wasserdurchlässigkeit eines z.B. eines Bodens beschreibt. Angabe erfolgt in m/s (siehe Permittivität, Transmissivität).

EG-Grundwasserrichtlinie

Richtlinie 2006/118/EG des Rates vom 12. Dezember 2006 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe

EG-Richtlinie Messgeräte

Richtlinie 2004/22/EG vom 31. März 2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über Messgeräte.

EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser

Richtlinie 91/271/EWG vom 21. Mai 1991 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser.

EG-Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen

Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.

EG-Pflanzenschutzmittelrichtlinie

Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln.

Eigenkontrolle

laufende Kontrolle der Produktqualität (Qualitätskontrolle) im Rahmen der Qualitätssicherung

Einleiten

Abwasserrechtlich: Unmittelbares Verbringen von Abwasser in ein Gewässer oder in den Untergrund.

Einstaudach

Das Prinzip des Einstaudaches beruht auf der Retention von Regenwasser durch ein Einstaubecken auf einem Flachdach. Das Regenwasser wird nur gespeichert und nicht gereinigt. Die Abläufe sollten regelmäßig kontrolliert werden, damit sich die Einläufe nicht mit Feststoffen zusetzen und verstopfen. Es ist weiterhin zu beachten, dass Notüberläufe bzw. Entlüftungen vorzusehen sind, damit bei einem maximalen Wasserspiegel das Wasser nicht über die Berandung läuft. Bei der Bemessung der Gebäudekonstruktion müssen erhöhte Dachlasten angenommen werden.

Einwohnergleichwert

- 1 Einheit zum Vergleich von gewerblichem oder industriellem Schmutzwasser mit häuslichem Schmutzwasser. Der EGW kann auf den biologischen Sauerstoffbedarf (1 EGW = 60 g BSB₅(E-d)) oder den Wasserverbrauch (1 EGW = 200 l/(E-d)) bezogen werden.
- 2 Bezieht man den Einwohnergleichwert auf die ermittelten BSB₅-Werte (Biochemischer Sauerstoffbedarf) der verschiedenen Arten organischer Abwässer, die bei den verschiedenen Produktionen anfallen (z.B. Brauereien, chem. Industrie, Stärkefabriken, Zuckerfabriken, Zellstoff- und Papiererzeugung usw.), so erhält man den Einwohnergleichwert. Diese Zahl gibt an, wie viele Menschen eine tägliche Abwassermenge erzeugen würden, deren BSB₅-Bedarf dem täglichen Anfall von Schmutzfracht in der gewerblichen Produktion entspricht.
- 3 1 EGW entspricht 60 g O₂

Bei Erzeugung oder Verarbeitung

- von 1.000 l Bier fallen bis 60 EGW,
- bei 1.000 l Milch fallen bis 162 EGW,
- bei 1.000 kg Wäschewaschen fallen bis 630 EGW

in Form von Abwässern an.

Einwohnerwert

- 1 Bemessungs- und Berechnungsgröße bei Anlagen der Wasserversorgung und der Abwasserentsorgung, die die Einwohnerzahl sowie von diesen und sonstigen Anschlüssen ausgehenden Lastwerte berücksichtigt.
- 2 Der Einwohnerwert stellt eine Rechengröße für die Abwasserreinigung dar. Er ist ein Maß für die Belastung gewerblich-industriell genutzten Abwassers mit organisch abbaubaren Stoffen – gemessen als BSB₅, das angibt, welcher Einwohnerzahl diese Belastung entspricht

Emission

- 1 (lat. emittere = aussenden, ausstoßen); die von einer Quelle (Emittent) ausgehenden Luftverunreinigungen, Boden- und Wasserverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Wärme, Strahlen und ähnliche Erscheinungen. Emissionen im Sinne des BImSchG sind die von einer Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Erscheinungen.
- 2 Als Emissionen werden in die Atmosphäre freigesetzte Stoffe bezeichnet. Treibhausgas-Emissionen werden üblicherweise als Emissionsrate in t/Jahr angegeben. Emissionen können aus natürlichen (Vulkanausbrüche, Ozeane, Gewitter u.a.) oder anthropogenen (vom Menschen verursachten) Quellen stammen. Für den zusätzlichen Treibhauseffekt werden Emissionen anthropogener Quellen verantwortlich gemacht.

Emscherbrunnen

Imhoff-Tank, ein Absetzbecken zur mechanischen Abwasserreinigung (mechanische Abwasserreinigung); auch zur Schlammausfällung.

end-of-pipe

Philosophie der heutigen Abwasserpolitik. Sie vermeidet das Abwasserproblem nicht am Ort der Entstehung, sondern versucht es kurz vor der Einleitung in ein Gewässer mit mäßigem Erfolg zu lösen.

Entwässerung

(drainage) Sammeln und Abführen von Sicker-, Grund- und Oberflächenwasser. s.a. Dränage

Entwässerungsgebiet

Das durch eine Kanalisation erfasste oder erfassbare Einzugsgebiet.

Entwässerungsnetz

Gesamtheit der Kanäle, Abwasserdruckleitungen und zugehörigen Bauwerken in einem Entwässerungsgebiet (Entwässerungssystem)

Entwässerungssystem

Prinzipiell kann zwischen drei Varianten der Entwässerung entschieden werden:

- Mischverfahren
- Trennverfahren
- modifiziertes Mischverfahren
- modifiziertes Trennverfahren.

Bei der Planung einer Ortskonzeption sind diese Varianten zu betrachten und im Rahmen eines Variantenvergleiches zumindest Misch- und Trennsystem hinsichtlich ihrer Folgekosten bei Abwasserableitung und -behandlung gegenüberzustellen.

Entwässerungsverfahren

Art der Ableitung von Abwasser. Hauptsächlich werden Mischverfahren und Trennverfahren unterschieden.

Erlaubnis

(wasserrechtliche ~) Im Wasserhaushaltsgesetz eine vorgesehene Form der Genehmigung die die Befugnis gewährt, ein Gewässer zu einem bestimmten Zweck in einer nach Art und Maß bestimmten Weise zu benutzen. Widerrufbarer Verwaltungsakt normalerweise mit Auflagen und Befristungen. Widerruf muss begründet sein und unterliegt gerichtlicher Nachprüfbarkeit.

Escherichia coli

Nach dem Arzt Escherich benannte gramnegative Bakterien im Dickdarm gesunder Menschen und Tiere, dienen der Verdauung und zersetzen Kohlenhydrate der Nahrung unter Säure- und Gasbildung. Indikator für fäkale Verunreinigungen.

EU-Flora-Fauna-Habitate-Richtlinie

(FFH-Richtlinie) Kurzform für Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG Nr. L 206 S. 7)., s.a. FFH-Richtlinie

EU-Klärschlammrichtlinie

Klärschlammrichtlinie

EU-Richtlinie

Gesetzesnorm der EU, die für jeden Mitgliedsstaat, an den sie gerichtet wird, verbindlich ist hinsichtlich des zu erreichenden Zieles; der nationale Gesetzesgeber ist verpflichtet zur Umsetzung in nationales Recht, aber frei in Wahl von Form und Mittel.

EU-Trinkwasserrichtlinie

Trinkwasserrichtlinie

Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL), die am 22.12.2000 in Kraft trat, vereinheitlicht die Anforderungen an den Gewässerschutz in Europa auf einem hohen Niveau. Die meisten der über 20 bisherigen Richtlinien zum Gewässerschutz der EU gehen in der WRRL auf.

Fäkalien

- 1 Exkrememente, Kot.
- 2 In abflusslosen Sammelgruben und Behältern anfallende Exkrememente menschlichen Ursprungs, soweit sie nicht in Abwasseranlagen eingebracht werden.
- 3 45 AG/Person und Jahr.

Fäkalschlamm

Bei der Behandlung von Abwasser in Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) anfallender Schlamm.

Fällung

Überführung löslicher Verbindungen in unlösliche durch Zusatz geeigneter Chemikalien. Das entstehende Fällungsprodukt kann durch geeignete physikalische Verfahren (z.B. Sedimentation, Flotation, Filterung) abgeschieden werden.

Fangbecken

Regenüberlaufbecken mit vorgeschaltetem Beckenüberlauf (keine Klärwirkung).

Faulschlamm

- 1 Durch Abbauprozesse in Gewässern entstehender Schlamm oder in Kläranlagen anaerob behandelter Schlamm (Klärschlamm), der u.a. Schwefelwasserstoff, Ammoniak, Kohlendioxid und Methan freisetzt.
- 2 Sapropel, feinkörniges, graues bis tiefschwarzes Sediment in Gewässern; entsteht unter Sauerstoffabschluss aus biochemisch umgewandelten Pflanzen- und Tierresten. Hoher Anteil an halbzersetzten organischen Stoffen, ferner Kalk, Schwefeleisen und Pyrit. Durch Bildung von freiem Schwefelwasserstoff (H_2S) fauliger Geruch. Faulschlamm gilt als Vorstufe bei der Erdölbildung. (s. Klärschlamm, Frischschlamm). Er kann landwirtschaftlich verwertet werden, wenn die Anforderungen der Klärschlammverordnung eingehalten werden.

Faulung

Der Abbau von organischen Substanzen durch anaerobe Aktivitäten der Mikroorganismen.

Feststoff

(solid) Feste, ungelöste Stoffe, die im Wasser oder Schlamm fortbewegt werden, ausschließlich Eis.

Man unterscheidet je nach spezifischem Gewicht:

- Schwimmstoff
- Schwebstoffe
- Sinkstoff
- Geschiebe

Feuchtgebiet

Künstliches Feuchtgebiet zur Abwasserbehandlung (Constructed Wetlands) oder auch Pflanzenkläranlagen, wie sie in den USA für die Abwasserbehandlung entwickelt wurden, sind zumeist großräumige, größtenteils mit Pflanzen bestandene flache Abwasserteiche, gemischt mit horizontal durchströmten Pflanzenbeeten. Somit stellen sie eine Übergangsform zwischen reinen Teichanlagen und Bewachsenen Bodenfiltern bzw. terrestrischen Verfahren dar.

Filter

- 1 (filter) Schicht mit definierter Kornverteilung oder Geotextil, die bei Wasserdurchtritt Materialtransport verhindert. (Unterscheidung nach Form und Lage)
- 2 Poröse Substanz, durch die beim Durchströmen eines Gases oder einer Flüssigkeit die in diesen befindlichen festen Teilchen von einer bestimmten Größe an aufwärts durch Absorption mit Hilfe geeigneter Chemikalien (Filterhilfsmittel) oder durch Siebwirkung zurückgehalten werden.

Filterbeet

Wenn aus Platzgründen parallele Filtergräben in so geringen Abständen angeordnet werden, dass die dazwischen liegenden Erdkörper entfallen, entsteht ein Filterbeet. In der Funktion besteht zwischen Filtergräben und Filterbeet kein grundsätzlicher Unterschied.

Filtergraben

Filtergräben sind Anlagen zur „natürlichen“ aeroben biologischen Reinigung vorgeklärten Abwassers. Darüber hinaus wird der dabei entstehende Sekundärschlamm vom gereinigten Abwasser abgetrennt, gespeichert, behandelt und schließlich „entsorgt“.

Verfahrensweise: Gut vorgeklärtes Abwasser wird parallel angeordneten Gräben in perforierten Rohrleitungen zugeführt, durchsickert einen Filterkörper aus Feinkies und wird in darunter liegenden Drainageleitungen gesammelt und in ein Gewässer eingeleitet. Die biologische Reinigung besorgen im Feinkies vorhandene Mikroorganismen. Die Versorgung mit Sauerstoff erfolgt durch Luft, die nach jedem Beschickungsvorgang durch das tiefer sickernde Abwasser in den Kies nachgesaugt wird. Eine hohe Sauerstoffzufuhr lässt sich demnach durch eine intermittierende Beschickung des Filtergrabens erreichen.

Die sinnvolle Anwendung des Filtergrabens beschränkt sich auf sehr kleine Anlagen, da die Kosten für das Rohmaterial, den Bodenaustausch und die Kiesanfuhr den Filtergraben bei größeren Anlagen im Vergleich zu anderen Lösungen unwirtschaftlich machen. Der Filtergraben benötigt keine Energie, setzt aber einen ausreichenden Höhenunterschied zwischen Zulauf und Ablauf voraus. Steuernde Eingriffe in die Reinigungsprozesse sind nicht möglich.

Filtermulde

Zum reinen Rückhalt von Regenwasser **ohne** integrierte Versickerung; dräniertes Muldensystem mit Retentions- und Reinigungsfunktion, das gegen den Untergrund abgedichtet ist. Abfließendes Wasser wird einem Kontrollschacht zugeführt.

Filtration

Prozess, durch den feste Substanzen aus Wasser oder Gasen abgeschieden werden, indem das Stoffgemisch durch ein poröses Medium wie z.B. Sand geleitet wird.

Flächenversickerung

Bei der Flächenversickerung wird der zu versickernde Regenabfluss großflächig über Rasen- oder Schotterflächen geleitet.

Fließgewässer

- 1 oberirdisches Gewässer mit ständig oder zeitweise fließendem Wasser. *Anmerkung: Sammelbegriff für Bach, Fluss, Strom, Kanal u. a.*
- 2 In einem Gewässerbett ständig oder zeitweise fließendes natürliches oder künstliches oberirdisches Gewässer des Festlandes.

Flockung

- 1 Einbindung von Partikeln und Mikroorganismen in Metallhydroxidflocken, welche durch pH-Änderung von gelösten in unlösliche Form überführt und abfiltriert werden.
- 2 Verfahren bei der Trinkwasseraufbereitung und Abwasserreinigung.
- 3 Dem Wasser wird ein Flockungsmittel zugesetzt, das filterbare oder absetzbare Flocken bildet. Es werden dabei gelöste oder sehr fein verteilte Stoffe von den Flocken eingeschlossen oder physikalisch an der Flockenoberfläche gebunden (adsorbiert).

Flockungsmittel

Stoffe, durch deren Zusatz gelöste oder sehr fein verteilte gelöste Stoffe ausgefällt werden.

Flotation

Verfahren zum Abtrennen von Schwebstoffen und Schwimmstoffen aus dem Wasser (Schlammkonditionierung). Es wird dabei der Auftrieb von Stoffen durch die Anlagerung feiner Luftblasen künstlich erhöht. Damit die an der Wasseroberfläche ankommenden Luftblasen nicht platzen, was ein Absinken der Schmutzteilchen nach sich ziehen würde, müssen die Luftblasen entweder sehr klein gehalten werden oder dem Wasser bestimmte Chemikalien (so genannte „Schäumer“) zugegeben werden. Der aufschwimmende Schlamm wird von der Wasseroberfläche abgezogen.

Fracht

Maßzahl für den Zu- oder Ablauf einer Kläranlage oder die in einem Gewässer enthaltene Schadstoffmenge pro Zeiteinheit (= Zeitfracht, z.B. kg/sec) oder Produkteinheit (= produktionspezifische Fracht, z.B. kg/t Produkt) gemessen.

Freispiegelleitung

Rohrleitung oder Gerinne, in dem das Wasser unter Einwirkung der Schwerkraft (d.h. von selbst) von einem höher gelegenen Anfangspunkt zu einem tieferliegenden Endpunkt fließt.

Fremdüberwachung

regelmäßige Kontrolle der Produktqualität durch ein unabhängiges Prüfinstitut, in der Regel nach DIN 18200; ist ein Teil der Qualitätssicherung.

Fremdwasser

In die Kanalisation eindringendes Grundwasser (Undichtigkeiten), unerlaubt über Fehlanschlüsse eingeleitetes Wasser (z.B. Drän- und Regenwasser) sowie einem Schmutzkanal zufließendes Oberflächenwasser (z.B. bei Hochwasser über Schachtabdeckungen).

Frischschlamm

Noch nicht in Gärung oder Fäulnis (Faulschlamm) übergegangener Schlamm.

Gebühr

Abgaben an öffentliche Körperschaften oder Gemeinden, auch Entgelt für Gerichte, Rechtsanwälte, Notare, zur Kostendeckung gedacht (Abwassergebühr) im Gegensatz zur Abgabe (Zölle) oder Steuern (Ökosteuer).

gefährlicher Stoff

- 1 Gefährliche Stoffe sind Stoffe, die toxisch, persistent (Persistenz) und bio-akkumulierend (Bioakkumulation) sind.
- 2 Gefährliche Stoffe sind Stoffe oder Stoffgruppen, die wegen ihrer Giftigkeit, Langlebigkeit, Anreicherungs-fähigkeit oder einer krebserzeugenden, fruchtschädigen- den oder erbgutverändernden Wirkung als gefährlich zu bewerten sind. (s. auch wassergefährdende Stoffe)

gehobene Erlaubnis

Eine im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) festgeschriebene Form der Erlaubnis mit höherem Rechtsschutz, welche aber an die Bewilligung (= Gewährung eines Rechts) nicht heran-reicht.

Gelbwasser

(Abwasser) Urin mit oder ohne Spülwasser

Gemeinwohl

Ein insbesondere im Enteignungsrecht benutzter Begriff auf der Grundlage der Sozialbindung des Eigentums. Auch das Planungsrecht der Gemeinden kennt das Gemeinwohl Syno-nym: Wohl der Allgemeinheit

genehmigungsbedürftige Anlage

Fachausdruck aus dem Bundes-Immissionsschutzgesetz; ge-werblich genutzte Anlage, die aufgrund ihrer Beschaffenheit oder ihres Betriebes in besonderem Maße geeignet sind, schädliche Umwelteinwirkungen hervorzurufen oder in an-derer Weise die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft zu ge-fährden, erheblich zu benachteiligen oder erheblich zu beläs-tigen (vgl. § 4 BImSchG); eingeschlossen sind auch ortsfeste Abfallanlagen zur Lagerung und Behandlung von Abfällen; genehmigungsbedürftige Anlagen bedürfen einer Genehmi-gung nach BImSchG; unter schädlichen Umwelteinwirkun-gen werden Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterun-gen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Umwelteinwirkun-gen verstanden, die sich in erheblichem Maße nachteilig auf Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Atmosphäre sowie Sach- und Kulturgüter auswirken können; Anlage nicht gewerblich tätiger Unternehmen sind nur dann genehmigungsbedürftig, wenn sie im besonderem Maße geeignet sind, schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen oder Geräusche hervorzurufen. Die Anlagen, die die vorstehenden Kriterien erfüllen, sind in der 4. Verordnung zur Durchführung des BImSchG (Anlagen-verordnung) aufgeführt.

Genehmigungsbehörde

Die für die Genehmigung von genehmigungsbedürftigen Anlagen (genehmigungsbedürftige Anlage) zuständige Be-hörde, z.B. Regierungspräsidien, Wasser- oder Forstbehör-den.

Gewässer

Nach DIN 4049 ist „Gewässer“ die Bezeichnung für das in der Natur fließende oder stehende Wasser, das im Zusam-menhang mit dem Wasserkreislauf steht, einschließlich Ge-wässerbett und Grundwasserleiter. Eine neue Definition der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser geht weiter: sie schließt den Talraum mit seinem Überschwemmungsgebiet, der Aue.

Gewässerbelastung

Meist die durch Abwässer, besonders der organischen In-haltsstoffen, bedingte zusammenwirkende Eigenschaft der Sauerstoffzehrung; charakterisiert meist durch die [http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/glossary/glu/in-dexde.htm](http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/glossary/glu/indexde.htm) Biochemischer Sauerstoffbedarf, Chemischer Sauerstoffbedarf und TOC.

Gewässergüteklasse

Klassifizierung der biologisch-ökologischen Gewässergüte von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser in sieben Stufen (vier Güteklassen und drei Zwischenstufen unterschieden):

- I = unbelastet;
- I–II = gering belastet,
- II = mäßig belastet;
- II–III = kritisch belastet;
- III = stark verschmutzt;
- III–IV = sehr stark verschmutzt;
- IV = übermäßig verschmutzt.

Als zusätzliche Signatur für Gewässerabschnitte, deren Verschmutzung ein solches Ausmaß erreicht hat, dass das biologische Gleichgewicht zerstört ist, wurde 1990 die „Güteklasse V = ökologisch zerstört“ eingeführt.

Gewässernutzung

- 1 Gewässer sind ein Bestandteil des Naturhaushalts. Darüber hinaus dienen sie zahlreichen anthropogenen Nutzungen, die sich in folgende Nutzungsgruppen zusammenfassen lassen:
 - Entnahmen aus den Gewässern,
 - Einleitungen in die Gewässer,
 - Energieerzeugung,
 - Binnenschifffahrt,
 - Berufsfischerei,
 - Freizeit und Erholung.
- 2 Zu den wichtigsten Gewässernutzungsarten gehören die Trinkwasserversorgung, die Betriebswasserversorgung einschließlich Kühlwasserentnahme, die Fischerei, die Schifffahrt, die Wasserkraftnutzung, die landwirtschaftliche Nutzung, die Nutzung zu Erholungs-, Freizeit- und Gesundheitszwecken sowie die Nutzung als Vorfluter für Abwässer einschließlich Kühlwasserabläufen. Die verschiedenen Nutzungsarten führen oft zu erheblichen Interessenkonflikten, da sich zum Beispiel die gleichzeitige Nutzung eines Gewässers als Vorfluter für Abwässer und als Badegewässer ausschließen kann.

Gewässernutzungsentgelt

Viele Bundesländer haben sich dazu entschlossen, für die Entnahme von Grundwasser und teilweise auch für Oberflächenwasser ein Gewässernutzungsentgelt einzuführen, wengleich einige Bundesländer von der Erhebung des Gewässernutzungsentgeltes bereits wieder Abstand nehmen oder dies angekündigt haben. Die Höhe und die Verwendung dieses Entgeltes ist von Land zu Land unterschiedlich. (auch Wasserpfennig)

Gewässerreinigung

Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines Gewässerzustandes. Nach dem Wasserhaushaltsgesetz gilt es, den Zustand der Gewässer, die nicht oder nur unerheblich verschmutzt sind, zu erhalten und den Zustand der Gewässer, die bereits mehr als unerheblich verschmutzt sind, zu verbessern. Ferner sind die Gewässer (Grundwasser und Oberflächengewässer) vor Gefahren und Schäden, die sich aus dem Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (Lagerung, Abfüllung, Umschlag, Herstellung, Behandlung, Verwendung) ergeben, zu schützen. Weiterhin sind Nährstoff- (Phosphor- und Stickstoffe) und Gefahrstoffeinträge (z.B. Pflanzenschutzmittel) aus diffusen Quellen (insbesondere aus der Landwirtschaft) in die Gewässer zu vermeiden bzw. zu verringern.

Gewässerschutz

Umfasst alle Maßnahmen, um die Verunreinigung der natürlichen Gewässer zu vermeiden und die natürliche Selbstreinigung zu erhalten.

siehe Gewässerreinigung

Grabenversickerung

Bei der Grabenversickerung wird das Regenwasser in Versickerungsgräben geleitet, Versickerungsgraben.

Grauwasser

Abwasser ohne Fäkalien und Urin aus der Küche, Bad, Dusche etc.

Gründach

Unter Gründächern versteht man eine ökologisch-ökonomisch sinnvolle Gebäudebegrünung als Ausgleichsmaßnahme für die überbaute Natur. Erreicht wird dies durch ein Begrünungssystem, das die Voraussetzungen für eine Biotop- und Artenvielfalt in Flora und Fauna erfüllt. Dabei sollen die natürlichen Kreisläufe im Wasserhaushalt und in der Nährstoffversorgung weitestgehend geschlossen und natürliche Nahrungsbeziehungen ermöglicht werden, so dass Gründächer einen dauerhaften Lebensraum darstellen.

Bei nicht zu starken Regenfällen wirkt das aufgebrachte Substrat als Zwischenspeicher und ein Teil des Regenwassers wird vor allem durch die Pflanzen wieder an die Luft abgegeben (Evapotranspiration) und entsprechend weniger Wasser steht für eine Grundwasseranreicherung zur Verfügung. Gründächer haben eine biologische und mechanische Reinigungsleistung, denn die Schadstoffe im Regenwasser werden durch Filtrierung der Pflanzen und des Bodenkörpers gereinigt.

Grundreinigung

Abwasserbehandlung: CSB-Abbau und Nitrifikation

Grundstückskläranlage

ist eine Anlage auf einem Grundstück zur Behandlung von Abwasser (siehe auch Kläranlage)

Hausanschluss

Verbindung zwischen öffentlichem Kanal und anzuschließendem Haus.

Hausentwässerung

System zur Entwässerung von Gebäuden.

Hauskläranlage

Solange ein Haus (oder auch mehrere Häuser) nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen ist, müssen die Abwässer als Notbehelf und Provisorium in einer Hauskläranlage nach den Richtlinien der DIN 4261 entsorgt werden. In der Regel wird dabei das Abwasser zunächst in die Klär- oder Faulgrube geleitet, in der sich der Faulschlamm absetzt. Das vorgeklärte Wasser fließt dann durch einen Überlauf zur Versitz- oder Sickergrube, wo es allmählich versickert. Der Faulschlamm muss mindestens einmal jährlich entfernt werden. Das Verfahren genügt nicht mehr den Anforderungen der Abwasserverordnung.

Haushaltsabwasser

- 1 Schmutzwasser aus privaten Haushalten. Haushaltsabwasser enthält Bade-, Spül- und Waschrückstände, Speisereste, Exkremente sowie alle sonstigen in die Hausentwässerung (Toilette, Spüle) gebrachten flüssigen und schlammigen Abfälle. Die Menge je Einwohner entspricht in etwa dem Wasserbezug je Einwohner und ist infolgedessen in erster Linie vom Lebensstandard abhängig. Sie beträgt zwischen 80 und 400 Liter am Tag. Das Haushaltsabwasser ist Teil des kommunalen Abwassers.
- 2 Umweltschädigende Abfälle, wie z.B. Lösemittel, Lacke, Treibstoffe, Pflanzenbehandlungsmittel, Arzneimittel, aber auch Zigarettenkippen, Metalle, Kunststoffe u.a. dürfen dem Haushaltsabwasser nicht beigegeben werden.

häusliches Abwasser

Häusliches Abwasser ist sämtliches Abwasser, was aus privaten Haushalten stammt. Es enthält Fäkalien (Kot, Harn) sowie die mannigfaltigen Stoffe, die im Badewasser, dem Wasch- und Spülwasser, dem Abwasch- und Putzwasser vorhanden sind.

Hygiene

Gesundheitslehre und -praxis; Lehre von der Gesunderhaltung des einzelnen und der Allgemeinheit, der Vorbeugung von Krankheiten und Gesundheitsschäden wie auch der positiven Gesundheitsförderung. Durch M. von Pettenkofer (1818-1901) wurde die Hygiene wissenschaftlich begründet. Unterschieden wird die private und die öffentliche Hygiene, letztere wurde zum öffentlichen Gesundheitswesen erweitert. Die drei Arbeitsbereiche der Hygiene sind:

- a) die Umwelthygiene,
- b) die Sozialhygiene und
- c) die Psychohygiene

Die Umwelthygiene umfasst die Hygiene der Luft, des Wassers und Abwassers, der Abfallstoffe, der Körperpflege, Kleidung, die Wohnungs- und Arbeitshygiene; sie erforscht den Einfluss der Umwelt auf das Krankheits- und Seuchengeschehen (Parasitologie, Bakteriologie und Virologie). Zur Hygiene gehört auch die Immunitätslehre samt den Impfungen.

Hygienisierung

- 1 Verfahrensschritt mit dem Ziel der Entseuchung, d.h. das Material in einen nicht mehr ansteckenden Zustand bringen.
- 2 zusätzliche Reinigungsstufe in der Abwasserbehandlung

Indirekteinleiter

- 1 Indirekteinleiter sind Gewerbebetriebe oder Privathaushalte, die ihre Abwässer in die öffentliche Kanalisation einleiten. Die Abwässer werden in kommunalen Kläranlagen gereinigt. Indirekteinleiter entrichten nach dem Abwasserabgabengesetz Gebühren an die zuständige Gemeinde. Für einige Abwasserinhaltsstoffe (z.B. Chemischer Sauerstoffbedarf, Schwermetalle) sind Grenzwerte festgelegt.
- 2 Abwassereinleiter, vor allem Industriebetriebe, die ihr Abwasser nicht direkt, sondern über öffentliche Kanalisation und Kläranlagen in die Gewässer einleiten.

Industrieabwasser

Industrieabwässer mit überwiegend abbaubaren organischen Inhaltsstoffen (z.B. aus den zahlreichen Branchen der Herstellung und/oder Verarbeitung von Lebensmitteln und Getränken) können in biologischen Kläranlagen, bei hohen Schmutzstoffkonzentrationen auch in mehrstufigen Anlagen, mit Abbauraten bis zu 99 % gut behandelt werden. Auch schwerer abbaubare organische Inhaltsstoffe (etwa in Abwässern der Chemischen Industrie oder der Mineralölverarbeitung) können in biologischen Hochleistungskläranlagen – vielfach in Kombination mit anderen Verfahren der Abwasserreinigungstechnik (wie Flockung/Fällung, Filtration, Flotation) – in beträchtlichem Umfang abgebaut werden. Besonders stark mit organischen Stoffen befrachtete Industrieabwässer oder Abwasserteilströme können mittels aerober Verfahren (in Biogasanlagen) oder thermisch behandelt werden, wobei die organische Fracht zur Energiegewinnung genutzt wird. Abwässer mit überwiegend anorganischen Inhaltsstoffen (z.B. Maschinen- und Fahrzeugbau, Gewinnung und Verarbeitung von Metallen, Metalloberflächenbehandlung) können chemisch-physikalischen Behandlungsverfahren

unterzogen werden, wobei vielfach Wertstoffe – z.B. Metalle – zurückgewonnen werden können. In vielen Fällen können Schädlichkeit und Menge industrieller Abwässer oder Abwasserteilströme durch die Einführung wasser- und damit abwasserarmer oder -loser Produktionsverfahren und von Wasserkreisläufen reduziert werden. Aus Wärmekraftwerken der öffentlichen Stromversorgung werden große Kühlwassermengen überwiegend direkt in die Gewässer eingeleitet.

Kammerfilterpresse

Maschine zur künstlichen Entwässerung von Klärschlamm.

Je zwei mit Filtertüchern bespannte Filterplatten bilden eine Kammer, die mit Schlamm gefüllt und unter Druck gesetzt wird. Das Schlammwasser wird ausgepresst und über Entwässerungskanäle in den Platten als Filtrat abgeleitet. Nach dem Öffnen der Platten durch Auseinanderschieben fällt der entwässerte Schlamm als Filterkuchen heraus.

Kläranlage

- 1 Technische oder biologische Anlagen zur Klärung von Abwasser. Es gibt ferner die Unterscheidung in Kleinkläranlagen, dezentrale Gruppenkläranlagen oder zentrale Kläranlagen. Die Vielfalt der heute angebotenen Möglichkeiten bietet eigentlich für jeden eine Lösung für sein Abwasser. (Was den Sinn des Anschluss- und Benutzungszwanges ein weiteres Mal in Frage stellt.)
- 2 Anlage zur Reinigung von Industrieabwässern und Haushaltsabwässern. Je nach Abwasserbeschaffenheit, Konstruktion und Leistungsfähigkeit der Kläranlage erfolgt die Abwasserreinigung mechanisch (1. Stufe, mechanische Abwasserreinigung), biologisch (2. Stufe, biologische Abwasserreinigung) und weitergehend (3. Stufe, Dritte Reinigungsstufe). Die mechanische Reinigung entfernt auch Spur- und Sinkstoff. Sie nutzt die physikalischen Eigenschaften zur Rückhaltung der im Abwasser enthaltenen ungelösten Stoffe (Rechen, Sandfang). In der 2. Stufe werden die meist mechanisch vorgereinigten Abwässer mit Hilfe von Mikroorganismen gereinigt. Abgebaut werden dabei vor allem organische Stoffe, z.B. aus Lebensmittelresten und Fäkalien. In der weitergehenden Abwasserreinigung werden durch Einsatz von Chemikalien weitere Stoffe wie Phosphate und Schwermetalle gefällt und geflockt und aus dem Wasser entfernt. Bei der Klärung bleibt Belebtschlamm übrig, der stabilisiert werden muss. Die festen Rückstände werden landwirtschaftlich verwertet, auf Deponien abgelagert oder verbrannt.

Klärschlamm

- 1 Aus dem Abwasser abtrennbare, wasserhaltige Stoffe, ausgenommen Rechengut, Siebgut und Sandfanggut.
- 2 Bezeichnung für den ausgefaulten bzw. auf sonstige Weise stabilisierten Schlamm aus Kläranlagen. Klärschlamm aus häuslichen Abwässern enthält viele Nährstoffe und Humusstoffe und kann unter bestimmten Voraussetzungen als Düngemittel verwendet werden. Einzelheiten regelt die Klärschlammverordnung. Klärschlamm kann je nach Abwasserart und Behandlungsverfahren umwelt-/gesundheitsgefährdende Stoffe wie Krankheitserreger und Schwermetalle (z.B. Cadmium, Blei, Quecksilber) enthalten.
- 3 Bei der mechanischen oder biologischen Reinigung von Abwässern bzw. bei chemisch-physikalischen Verfahren anfallenden Feststoffe.

Klärschlammbehandlung

siehe Schlammbehandlung

Klärschlamm Entsorgung

Nach gängiger Praxis werden hier im wesentlichen drei Entsorgungswege beschriftet: die landwirtschaftliche Verwertung als Dünger, die Deponierung sowie die Verbrennung von Klärschlamm.

Klärschlamm Entwässerung

Verfahren zur Verringerung des Wassergehaltes und des Schlammvolumens. Übliche Verfahren sind die statische Eindickung in Schlammilos oder Eindickbehältern oder – bei entsprechendem Platzangebot – die Entwässerung über Klärschlamm-Trockenbeete. Zur weitergehenden Entwässerung werden Verfahren der maschinellen Klärschlamm-entwässerung angewendet: Zentrifugen, Siebbandpressen und Kammerfilterpressen (Restwassergehalt 60–80 %). Sind noch niedrigere Wassergehalte erforderlich, müssen Verfahren thermischer Trocknung eingesetzt werden.

Klärschlamm Kompostierung

Biologische Methode zur Behandlung von Klärschlamm. Die Verrottung (aerobe Zersetzung fester organischer Stoffe) kann in Mieten oder in Behältern (so genannte Bioreaktoren) bei Temperaturen von etwa 65 °C ablaufen. Neben einer Belüftung ist die Beimengung organischen Kohlenstoffes erforderlich. Der entstehende Kompost ist hygienisch einwandfrei.

Klärschlamm Richtlinie

Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12.06.1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (EU-Klärschlammrichtlinie).

Sie regelt den Umgang mit den bei der Abwasserentsorgung anfallenden Klärschlamm. Dabei sollen die neuesten technischen Entwicklungen in der Abwasserbehandlung berücksichtigt werden, die jüngsten Ergebnisse der Forschung über die Auswirkung von Schwermetallen auf Böden und Bodenmikroorganismen, die Ansteckungsrisiken für Mensch und Tier durch im Schlamm enthaltene Krankheitserreger und die Befürchtungen der Land- und Ernährungsindustrie hinsichtlich des Schlammeinsatzes in der Landwirtschaft. Zweck ist die gefahrlose landwirtschaftliche und landbauliche Verwertung schadstoffarmer Klärschlämme aus kommunalen Kläranlagen und Industriekläranlagen bestimmter Branchen.

Klärschlamm Stabilisierung

- 1 In hoch belasteten Kläranlagen fallen frische Abwasserschlämme mit hohem Gehalt an organischen Stoffen an. Die Beseitigung dieser Schlämme setzt die Schlammstabilisation voraus. Übliche Verfahren hierzu sind die Schlammfäulung und die aerobe Behandlung der Schlämme. Die Schlammfäulung geschieht unter Luftabschluss. Dabei werden die organischen Bestandteile des Frischschlammes abgebaut und in Kohlendioxid, Methan und Schwefelwasserstoff übergeführt. Das entstehende Biogas kann als Energie zur Heizung oder als Treibstoff für Gasmotoren verwendet werden. Der ausgefäulte Schlamm kann unmittelbar auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht werden. Er gibt sein Wasser (Faulwasser) verhältnismäßig leicht ab und lässt sich somit gut entwässern.
- 2 In schwach- und niedrigbelasteten Kläranlagen kann die Schlammstabilisation entfallen, da die organischen Stoffe weitgehend mineralisiert und damit inaktiv sind.

Klärschlamm-Trockenbeet

In der Regel bestehen Trockenbeete lediglich aus Erdbecken, die über eine Tonabdichtung (heute eher durch eine Kunststoffdichtungsbahn) zum Untergrund hin abgedichtet sind, um Grundwasser- und Bodenkontaminationen zu vermeiden. Die Technik beschränkt sich auf Pumpen zur Beschickung des Trockenbeets mit Nassschlamm und zur Rückführung des Filtratwassers, das über Drainageleitungen in einem Drainagekies unterschiedlich abgestufter Korngrößen abgezogen wird.

Der Klärschlamm wird intervallweise oder kontinuierlich auf das Trockenbeet geleitet und verteilt sich dort flächig. Die Beschickung erfolgt üblicherweise über einen längeren Zeitraum, z.B. für ein- oder zwei Jahre, anschließend wird das Beet für mehrere Monate stillgelegt, um ein Abtrocknen des Schlammes zu ermöglichen. Um während dieser Trockenphase weiterhin den Nassschlamm der Kläranlage aufnehmen zu können, sind mehrere Beete erforderlich, die wie in einer „Mehrfelderwirtschaft“ betrieben werden, d.h. während sich ein Beet außer Betrieb befindet (Trockenphase), nehmen ein oder zwei weitere Beete den anfallenden Nassschlamm auf. Nach der Beräumung eines trockengelegten Beetes kann dieses wieder in Betrieb genommen werden, während ein anderes Beet in die Trockenphase überführt wird, s.a. Klärschlammvererdungsbeete

Klärschlamm Vererdung

Verfahren der Klärschlamm-entwässerung, bei dem der Kläranlage stammende, stabilisierte Klärschlamm in flache Mulden eingeleitet und dort getrocknet wird (Trockenverfahren). Durch Bepflanzung der Mulden mit Sumpfpflanzen (z.B. Schilf) lässt sich eine weitergehende Schlammstabilisierung erzielen, die u.U. eine Verwertung des kompostartigen Endproduktes z.B. als Dünger erlauben. Das Sickerwasser wird abgeleitet (z.B. Rückführung zur Kläranlage), Siehe: Klärschlammvererdungsbeete

Klärschlamm Vererdungsbeete

Klärschlammvererdungsbeete sind Schlamm-trocknungsplätze für die Entwässerung und „Veredelung“ von anaerob oder aerob stabilisierten Schlämmen. Es handelt sich dabei um einfache, eventuell mit einer Folie abgedichtete Erdbecken, an deren Sohle eine mit Humus abgedeckte Kies-Drainageschicht angeordnet ist. In den Humus werden – vergleichbar mit Pflanzenbeeten – Schilf und andere Wasserpflanzen gepflanzt und das Becken dann laufend mit Flüssigschlamm beschickt. Das über die Drainage abfließende Wasser wird in den Zulauf zur Kläranlage eingeleitet. Die Pflanzen unterstützen die Verdunstung des Schlammwassers und tragen dazu bei, dass aus dem Schlamm im Verlaufe von Jahren ein erdiges, mit Kompost vergleichbares Produkt mit einem Wassergehalt von ca. 60 % entsteht. Die ursprüngliche Schlammmenge wird dabei wesentlich reduziert.

Klärschlamm Verordnung

(für Deutschland) Die Verordnung regelt das Aufbringen von Klärschlamm aus Abwasserreinigungsanlagen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Flächen. Die Verordnung bestimmt, dass der Klärschlamm vorher entkeimt sein muss und setzt für sieben Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) Höchstmengen fest. Die Verordnung regelt weiterhin die Zeitabstände, in denen der Klärschlamm aufgebracht werden kann und begrenzt die jährliche Menge. Das Aufbringen von Klärschlamm auf Gemüse- und Obstbauflächen sowie auf Dauergrünland und forstwirtschaftlich genutzte Böden ist verboten.

Informationen zur aktuellen Fassung bzw. Änderungen finden sich unter http://www.bmu.de/gesetze_verordnungen/sitemap/sitemap/5228.php bzw. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/> bzw. für das EU-Recht unter <http://europa.eu.int/eur-lex/de>.

Kleine Kläranlage

Kleine Kläranlagen bis 1000 EW im Sinne des Arbeitsblatts A 222 der DWA dienen zur Reinigung der im Trennverfahren erfassten häuslichen Abwässer. Die Behandlung des anfallenden Schmutzwassers erfolgt unter aeroben Bedingungen. Auch wenn durch die Erfassung des Schmutzwassers im Trennverfahren die Aushaltung von Niederschlagswasser gewünscht ist, lässt sich der Zufluss von Fremdwasser über das im Gegensatz zu Kleinkläranlagen vorhandene Kanalnetz nie vollständig vermeiden. Bei der Bemessung von kleinen Kläranlagen wird mit Zuschlägen von 25 bis 100 % bezogen auf den Schmutzwasseranfall gerechnet.

Kleineinleitung

Für die Erhebung der Benützungsgebühren werden u.a. Betriebe unterteilt in Groß- und Kleineinleiter nach Maßgabe der jeweils gültigen Richtlinien.

Als Kleineinleiter im Bereich der Städte und Gemeinden kommen oftmals in Betracht:

- Abwasser aus Grundstücken, das nicht in eine öffentliche Kanalisation, sondern direkt in Gewässer (Grund- und Oberflächenwasser) eingeleitet wird, das Schmutzwasser aus Haushaltungen und ähnliches Schmutzwasser darstellt und dessen Menge weniger als 8 m³/d (entspricht ca. 50 EW) beträgt. Bei der Ermittlung der Zahl der nicht an eine zentrale Kanalisation (mit einer Einleitungsmenge größer 8 m³/d) angeschlossenen Einwohner ist i.d.R. von der absoluten Einwohnerzahl auszugehen.
- Schmutzwasser aus Haushaltungen und ähnliches Schmutzwasser, welches über Kanalisationen in ein Gewässer eingeleitet wird und die Schmutzwassermenge insgesamt an der Einleitungsstelle weniger als 8 m³/d beträgt.

Kleinkläranlage

Kleinkläranlagen sind Anlagen zur Reinigung von häuslichem Schmutzwasser, das im Trennverfahren erfasst wurde. Sie dienen in der Regel der Entwässerung von Einzelwesen und werden innerhalb des zu entwässernden Grundstücks eingebaut. In diesen Anlagen wird eine maximale Schmutzwassermenge von 8 m³/d behandelt. Bei einem spezifischen Schmutzwasseranfall von 150 l/(E·d) entspricht das einem Anschlusswert von etwa 50 Einwohnerwerten (EW). Kleinkläranlagen müssen mindestens aus einer mechanischen und einer biologischen Reinigungsstufe bestehen.

Kloake

(Abwassertechnik) Abwasserrinne; Abwasserkanal

kommunales Schmutzwasser

Schmutzwasser aus Haushalten und Gewerbebetrieben.

Kommunalrecht

Das Kommunalrecht befasst sich mit der Organisation der Kreise, Städte und Gemeinden (= Kommunen). Das Grundgesetz garantiert den Kommunen in Art. 28 Abs. 2 die Selbstverwaltung.

Kommune

Mit Kommunen bezeichnet man Kreise, kreisfreie Städte und Gemeinden. Daher auch der Begriff Kommunalrecht.

Kompostierung

Abfall-Behandlungsverfahren zur Verwertung organischer Abfälle (Hausmüll, Klärschlamm, Rinde, Laub und anderes). Bei der Kompostierung werden die organischen Bestandteile durch Mikroorganismen und Kleintiere zersetzt. Dadurch entsteht ein brauchbares Bodenverbesserungsmittel.

Komposttoilette

In einigen Ländern gebräuchlich. Vom Stoffkreislauf her betrachtet die beste dezentrale Lösung. Die noch bestehenden Probleme könnten sicher bei Bedarf schnell gelöst werden.

Kosten

Kosten sind betriebszweckbezogener, objektiv bewerteter Güterverbrauch. Sie sind der wertmäßige Verzehr von Produktionsfaktoren zur Leistungserstellung und Leistungsverwertung. (=> pagatorischer, => wertmäßiger Kostenbegriff). Siehe auch Finanzieller Aufwand. Siehe auch Projektkostenart.

Kosten-Nutzen-Analyse

Bewertungsmethode, die unter anderem soziale Kosten quantifiziert und monetarisiert. Dies bezieht sich vor allem auf Gesundheits- und Umweltschäden. Es wird versucht, sogenannte externe Kosten dem Produktionsprozess selber anzulasten.

Kostenart

Beschreibung des bei der betrieblichen Leistungserstellung entstehenden Werteverzehrs in bestimmten Kategorien; gliedert nach der Art der verbrauchten Produktionsfaktoren in Personalkosten, Sachkosten (Material, Fremdleistungen) und kalkulatorische Kosten.

Kostenstelle

Die Bildung von Kostenstellen geschieht im allgemeinen nach vier grundsätzlichen Prinzipien:

- Räumliche Prinzipien: Alle räumlich abgegrenzten Betriebsteile werden zu einer Kostenstelle zusammengefasst.
- Funktionale Prinzipien: Gleichartige Arbeitsgänge werden in einer Kostenstelle zusammengefasst. Wenn innerhalb der gleichartigen Arbeitsgänge noch starke Unterschiede in bezug auf die damit verbundenen Kosten bestehen, kann eine weitere Differenzierung in Arbeitsgänge annähernd gleichen Wertes vorgenommen werden.
- Verantwortungsbezogene Prinzipien: Jede Kostenstelle fällt genau mit dem Verantwortungsbereich jeweils eines Vorgesetzten zusammen.
- Rechentechnische Prinzipien: Die Kosten werden auf jeden Arbeitsplatz separat zugerechnet, der seinerseits nach Maßgabe zeitlicher Inanspruchnahme (z.B. Maschinenstundensatz) durch die Erzeugnisse die Gemeinkosten auf die Produkte überwälzt.

Welches dieser Prinzipien angewandt wird oder ob eine Kombinationsform gewählt wird, kann nur betriebsindividuell entschieden werden.

Kostenvergleichsrechnung

Zur schnellen Entscheidung beim Vergleich zwischen zwei Anschaffungen, die unterschiedliche Kostenstrukturen haben, dient die Kostenvergleichsrechnung. Sie integriert Investitions- und Betriebskosten über den Betriebszeitraum und berechnet die Lebenszykluskosten (bzw. Total Cost of Ownership). Unterschieden werden muss hinsichtlich linearer bzw. degressiver Abschreibung.

Aufgrund ihres einfachen Ansatzes kann die Kostenvergleichsrechnung nicht zur Wirtschaftlichkeitsanalyse von Projekten oder zur Portfolioanalyse herangezogen werden.

Landeswassergesetz

Das am 1. März 2010 in Kraft tretende neue WHG nimmt Vorschriften auf, die bisher im Landeswasserrecht unterschiedlich verankert waren. Die Landeswassergesetze der Bundesländer sind den neuen Vorschriften anzupassen. Sie behalten weiterhin Gültigkeit, soweit sie dem neuen Bundesrecht nicht widersprechen. In stoff- oder anlagebezogenen Regelungen besteht keine Abweichungsmöglichkeit. In Landeswassergesetzen ist z.B. die Aufstellung von Abwasserbeseitigungsplänen weiterhin ein Bestandteil.

ländlich strukturiertes Gebiet

s. ländlicher Raum

ländlicher Raum

Unter „ländlicher Raum“ bzw. „ländlich strukturiertes Gebiet“ werden kleine, vielfach weit auseinander liegende Ortschaften und Ortsteile verstanden. Auch große Grundstücksflächen in lockerer, offener Bebauung, Einzelgehöfte, Weiler und Streusiedlungen lassen sich unter diesen Begriff fassen. Vielfach wird auch von „nicht im Zusammenhang bebauten Gebieten“ oder „Außenbereichen“ gesprochen. Die Gebiete sind landwirtschaftlich strukturiert, Industrie und Gewerbe nur wenig vorhanden. Die Siedlungsdichte ist gering (< 25 Einwohner/ha Siedlungsfläche), ebenso der Anteil befestigter Flächen (< 20 % der Siedlungsfläche einschließlich der Straßen und Wege).

landwirtschaftliches Schmutzwasser

Schmutzwasser aus landwirtschaftlichen Betrieben.

Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz

Das LFGB vom 1. 9. 2005 BGBl. I S. 2618 hat das Gesetz über den Verkehr mit Lebensmitteln, Tabakerzeugnissen, kosmetischen Mitteln und sonstigen Bedarfsgegenständen (LMBG) abgelöst.

mechanische Abwasserreinigung

Trennung von Schmutzstoffen aus dem Abwasser mit Hilfe von Rechen, Siebe, Sandfang und Absetzbecken (Prinzip Sedimentation). Mit Hilfe der mechanischen Abwasserreinigung können etwa 30 % der Schmutzstoffe (gemessen als BSB₅) aus dem Wasser entfernt werden (mitgeschwemmte Holzteile, Blech- und Kunststoffbehälter, Stoffreste, Sand, mineralische Stoffe, Fäkalien). Für die Reinhaltung der Gewässer ist die mechanische Abwasserreinigung allein unzureichend, da suspendierte und gelöste Stoffe nicht entfernt werden.

Mehrkammerabsetzgrube

In Mehrkammerabsetzgruben werden die ungelösten Stoffe durch Absetzen zum Boden oder durch Aufschwimmen zur Oberfläche aus dem Abwasser entfernt. Der Schwimmschlamm wird durch eine Tauchwand oder ähnliche Einrichtungen gehindert, in den Ablauf der Grube zu gelangen. Das durch die Tiefe der Tauchwand geschaffene Volumen reicht bei normaler Belastung mit häuslichem Abwasser aus, den Schwimmschlamm zu speichern. Mehrkammerabsetzgruben werden als Zwei- oder Dreikammergruben gebaut. In den Trennwänden sind Durchtrittschlitze angeordnet, deren Unterkante mindestens um die Hälfte der Wassertiefe vom Boden entfernt sein muss. Da die Verweilzeit des Abwassers nicht so groß ist wie in Mehrkammerausfallgrube, ist das Abwasser verhältnismäßig frisch und fault nur zu einem geringen Teil aus. Schwankende Abwasserbelastungen nach Menge und Konzentration werden nur in geringem Umfang ausgeglichen bzw. gepuffert.

Mehrkammerausfallgrube

Mehrkammerausfallgruben dienen – wie Mehrkammerabsetzgruben – primär der Abscheidung von Grob- und Feststoffen sowie zusätzlich, ohne Zuschlag zum Volumen, der Speicherung des Schlammes.

Teilbiologische Abwasserreinigung: Durch das im Vergleich zur Mehrkammerabsetzgrube wesentlich größere Volumen und die damit verbundene längere Verweilzeit des Abwassers kommt es an der Kontaktfläche zwischen dem Abwasser und dem Bodenschlamm sowie dem an den Beckenwänden haftenden Bewuchs zu anaeroben biologischen Abbauprozessen und damit zu einer teilweisen biologischen Reinigung des Abwassers. Mehrkammerausfallgruben gelten daher als „teilbiologische“ Abwasserreinigungsanlagen.

Mehrkammergrube

Eine aus mehreren hintereinander geschalteten Kammern bestehende Kleinkläranlage, z.B.

- Mehrkammerabsetzgrube zur Entschlammung und
- Mehrkammerausfallgrube zur Entschlammung und Faulung

Membranfiltration

Die Membranfiltration ist ein Trennverfahren, das es – im Unterschied zur konventionellen Filtration – erlaubt, Teilchen bis in die Größenordnung der Kolloide bzw. bis hin zu gelösten Wasserinhaltsstoffen voneinander zu trennen. Beispiel: Das im Meerwasser gelöste Salz lässt sich durch Membranfiltration abtrennen, so dass Trinkwasser gewonnen werden kann.

Bei der Mikro-, Ultra- und Nanofiltration beruht die Trennung auf mikroporösen Schichten mit definierten Porenabmessungen. Partikel - oder auch Moleküle -, die größer als der maximale Porendurchmesser der Membran sind, werden zurückgehalten.

Die Membranen der Umkehrosmose sind porenfreie Lösungs-Diffusions-Membranen. Das Lösungsmittel - in der Regel Wasser - kann durch die Membran diffundieren.

mesophil

Temperaturbereich zwischen 20-40 °C. Das erste Stadium in der Kompostierung ist m. solange diese Organismen sich vermehren und die Temperaturen ansteigen bis die thermophilen Organismen übernehmen. Der pH-Wert wechselt von leicht sauer zu alkalisch in der mesophilen Phase.

Mischsystem

Bei der Stadtentwässerung (Kanalisation) die Sammlung und Ableitung aller Abwässer (Abwasser) in einem gemeinsamen Rohrnetz. Gegensatz: Trennsystem, Synonym: Mischverfahren

Mischwasser

Gemeinsam abgeleitetes Abwasser. Es enthält Haushaltsabwasser, gewerbliche und Industrieabwasser, Fremdwasser (in die Kanalisation eingesickertes Grundwasser) und Niederschlagswasser.

Mischwasserabfluss

- 1 Summe aus Trockenwetterabfluss und Regenabfluss;
 $Q_m = Q_t + Q_r$
- 2 Summe aus Schmutzwasserabfluss und Regenwasserabfluss $V_m = V_s + V_r$ [l/s] (siehe auch DIN 4045: 1985-12)

Mischwasserentlastung

Teil des Mischwasserabflusses, der aus einem Überlauf in eine Vorfluter abgeleitet wird.

Mischwasserkanal

Kanal, in dem Schmutzwasser und Regenwasser gemeinsam abgeleitet werden.

modifiziertes Mischverfahren

Gemeinsames Ableiten von Schmutzwasser mit einem festgelegten Regenwasseranteil (verschmutzt); der restliche Teil Regenwasser wird in einem 2. System entsorgt.

modifiziertes Trennverfahren

Getrenntes Ableiten von Schmutz- und Regenwasser, wobei (stark) verschmutztes Regenwasser einer eigenständigen Behandlung zugeführt und unbelastetes Regenwasser davon getrennt entsorgt wird.

Muldenversickerung

Bei der Muldenversickerung wird das Regenwasser in flache, begrünte Vertiefungen im Boden geleitet.

Nachklärbecken

Becken, bei dem durch Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit eine Sedimentation der absetzbaren Stoffe erfolgt. In biologischen Kläranlagen Becken, in dem der Belebtschlamm aus der biologische Stufe durch Sedimentation entfernt wird, NKB.

Nachklärung

Letzter Teil der aus Vorklärung (mechanische Stufe), Belebungsbecken oder Tropfkörper und Nachklärung bestehenden biologischen Abwasserreinigung. Trennung des gereinigten Abwassers von der am Reinigungsprozess beteiligten biologischen Schlämme.

Nährstoff

Die für die menschliche, tierische oder pflanzliche Ernährung notwendigen organischen oder anorganischen Stoffe, die mit der Nahrung zugeführt werden müssen.

Nährstoffgehalt

Gehalt von Nährstoffen in Düngemittel und Komposten. Makronährstoff sind: N, P, K, Mg, CaCO₃.

natürliche Abwasserbehandlungsverfahren

(Unterscheidung zwischen den Verfahren zur Abwasserbehandlung an Hand des Grades der technischen Ausstattung und an den sonstigen ökologischen Funktionen oder Wirkungen)

Ökologische Aspekte: keine Abgrenzung zu natürlichen Ökosystemen, natürliche Struktur, sehr schwache Raumbelastung, Stoffkreisläufe, geringe Schlammentwicklung, große Artenvielfalt, Lebensraum für sekundäre nicht am Prozess beteiligte Arten, Energieeintrag durch Sonne und Wind, starker Einfluss von Licht und Temperatur

Grad der Technisierung: Freies Gefälle, Verwendung natürlicher Räume

naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren

(Unterscheidung zwischen den Verfahren zur Abwasserbehandlung an Hand des Grades der technischen Ausstattung und an den sonstigen ökologischen Funktionen oder Wirkungen)

Naturnahe Verfahren zur Abwasserbehandlung nutzen eine gezielt strukturierte, naturähnliche aber künstliche geschaffene Umgebung aus Wasser, Boden und ggf. Pflanzen, um die biologischen Abbauprozesse der Mikroorganismen zu

fördern (die Definition erfolgt sinnvoll in Abgrenzung zu den natürlichen und den technischen Verfahren).

Ökologische Aspekte: teilweise Integration in natürliche Ökosysteme, naturähnliche Struktur mit Rückkopplungen, schwache Raumbelastung, wenig Schlammabildung, zusätzlicher Lebensraum für sekundäre Arten, geringer Einsatz von Fremdenergie, Einfluss von Licht und Temperatur.

Niederschlagswasser

Regen, Schnee oder Schneeregen

Nitrifikation

- 1 Chemotrophe Oxidation des Ammoniums zum Nitrit und Nitrat.
- 2 Umwandlung (Oxidation) von Ammoniumverbindungen in salpetrige Säure und deren Salze (Nitrit) durch Nitritbildner (z.B. Nitrosomonas), weitere Oxidation zu Salpetersäure und deren Salze (Nitrat) durch Nitratbildner (z.B. Nitrobacter). Der Prozess ist stark sauerstoffzehrend: für je 1 mg N werden etwa 4,6 mg O₂ verbraucht. Synonym: Nitrifizierung.

No-Mix-Toilette

Separationstoilette

Nutzungsdauer

Die Nutzungsdauer oder wirtschaftliche Lebensdauer ist die ökonomisch bedingte Zeitspanne, die ein Anlagenteil genutzt wird, bevor es erneuert oder in anderer Form ersetzt wird.

Oberflächenbelüftung

Einrichtung in der Abwassertechnik zur Belüftung von Belebungsbecken. Der Luftertrag erfolgt über rotierende, senkrecht zur Beckenoberfläche angeordnete Kreisel (Rotation um eine vertikale Achse) oder horizontal angeordnete, mit Schaufelrädern bestückte Walzen (Rotation um eine horizontale Achse).

ökologisches Sanitärkonzept

Der Begriff ökologische Sanitärkonzepte oder „Ecological Sanitation“ ist nicht gleichzusetzen mit einer festen Verfahrenstechnik oder einem festfügten Konzept, sondern ist vielmehr als Philosophie zu verstehen, bei der verschiedene Leitlinien berücksichtigt werden, die an die jeweiligen Randbedingungen angepasst werden. Zu diesen Randbedingungen gehören natürlich technische, ökonomische und ökologische Aspekte, aber auch sozio-kulturelle, ggf. religiöse (insbesondere in anderen Kulturgebieten) und gesellschaftspolitische Einflüsse.

Pflanzenbeet

Pflanzenbeete sind Bauteile von Pflanzenkläranlage. Sie dienen der biologischen Reinigung vorgeklärten Abwassers. Im Prinzip bestehen alle Pflanzenbeete aus einem mit Sumpfpflanzen bewachsenen, sandig-kiesigem Bodenkörper. Die Reinigungsvorgänge beruhen vorwiegend auf der Tätigkeit der im Bodenkörper angesiedelten Mikroorganismen und ähneln den Vorgängen im Filtergraben. Die Pflanzen sollen durch ihr Wurzelwachstum die hydraulische Durchlässigkeit des Bodenkörpers aufrecht erhalten. Sonstige Wirkungen der Pflanzen werden zwar vermutet, nachvollziehbare Versuchsergebnisse über die Wirkung der Pflanzen liegen aber nur wenig vor. Den größten Einfluss auf die Wirkung von Pflanzenbeeten hat die ausreichende Versorgung der Mikroorga-

nismen mit Sauerstoff. Dazu leisten die Pflanzen aber nur einen indirekten Beitrag.

Verfahrensvarianten: Unter der großen Vielfalt unterschiedlicher Bau- und Betriebsweisen lassen sich als Haupttypen hinsichtlich der hydraulischen Situation vorwiegend horizontal und vorwiegend vertikal durchströmte und hinsichtlich der Wasserspiegellage eingestaute und nicht eingestaute Pflanzenbeete unterscheiden.

Pflanzenkläranlage

Eine Pflanzenkläranlage umfasst neben dem bepflanzten Bodenfilter oder dem oberflächlich überströmten Pflanzenbeet auch sämtliche notwendigen peripheren Einrichtungen einschließlich Vorklärung.

Phosphatelimination

Im Wesentlichen basiert die Phosphatelimination auf Fällungsbehandlung oder der biologischen Phosphatentfernung aus dem Abwasser. Die Phosphate werden z.B. mit Aluminiumsulfat, Eisen(III)-Chlorid oder Kalk gefällt. Die Phosphatelimination kann gleichzeitig mit der biologischen Abwasserreinigung in Belebungsanlage (so genannte Simultanfällung), als Vorfällung in der Vorklärung oder in besonderen Fällungs- und Nachklärbecken (Dritte Reinigungsstufe) durchgeführt werden. Grundlage der biologischen Phosphatelimination ist die Fähigkeit bestimmter Bakterienstämme, über das Zellwachstum notwendige Maß hinaus Phosphor aufzunehmen und in Form von Polyphosphaten zu speichern. Die Bakterien nehmen dann vermehrt Phosphor auf, wenn sie einem schnellen Wechsel von anaeroben und aeroben Zuständen ausgesetzt werden.

Phosphorelimination

In vielen Fällen ist Phosphor der Minimumfaktor für Gewässer. Dies bedeutet, dass jede Erhöhung der Phosphormenge in einem Gewässer zu einer entsprechenden Erhöhung der Biomasse führt. Mit der Senkung der Phosphoreinleitung in Gewässer kann die Eutrophierung wirkungsvoll kontrolliert werden.

Die Verminderung des Phosphors im Ablauf kommunaler Kläranlagen hat eine hohe Bedeutung. Eine Senkung der Phosphorkonzentration in Kläranlagen wird erzielt durch:

- Einbindung in Biomasse und Überschussschlammabzug,
- Akkumulation von Polyphosphat in Bakterienzellen und Ausschleusung mit dem Überschussschlamm (Bio-P-Elimination),
- chemische Fällung und Abtrennung des gefällten Schlammes vom Abwasser (chemische P-Elimination);

siehe auch Phosphatelimination.

physikalisch-chemisches Reinigungsverfahren

Verschiedene Methoden in der Abwasserreinigungstechnik, zu denen z.B. zählen: Verbrennung, Eindampfung, Nassoxidation, Extraktion, Fällung, Filtration, Aktivkohleanwendung, Ionenaustauschverfahren, Umkehrosmose, Ultrafiltration. s.a. Abwasserbehandlung

Primärschlamm

Klärschlamm der durch die Entfernung von zumeist unlösligen Abwasserinhaltsstoffen in der mechanischen Behandlungsstufe unter Einwirkung der Schwerkraft (nach Rechen und Sandfang) anfällt (Vorklärschlamm). Er sammelt sich bei der Vorklärung nach der Räumung im Pumpensumpf an und wird direkt i.d.R. in den Faulturm befördert. Primär-

schlamm besteht zu einem hohen Anteil aus organischen Stoffen, wie: Fäkalien, Gemüse, Obst, Textilien, Papier usw. Die Konsistenz ist dickbreiig, mit einem Wasseranteil zwischen 93 % und 97 %.

Rechen

Maschinelle Einrichtung zum Zurückhalten von Grobstoffen durch parallel angebrachte Stäbe in Kläranlagen. Die abgetrennten Stoffe nennt man Rechengut oder Siebgut. Man unterscheidet DIN EN 12255-3: Grobrechen (Durchlassweite 50–20mm), Mittelrechen (Durchlassweite 20–10mm), Feinrechen (Durchlassweite 10–2mm).

Rechtsverordnung

Allgemein verbindliche Vorschrift für eine unbestimmte Vielzahl von Personen, die nicht aus förmlicher Gesetzgebung stammt sondern von Organen der vollziehenden Gewalt (Bundes-, Landesregierung, Verwaltungsbehörden, Körperschaften des öffentlichen Rechts) gesetzt wird. Gesetz im materiellen Sinne. Häufig ermächtigt ein Gesetz den nachfolgenden Erlass von Rechtsverordnungen.

Rechtsvorschrift

Zusammenfassender Ausdruck für alle Arten von Rechtsnormen von Gesetzen über Verordnungen bis zur Satzung.

Regeln der Technik

Regeln, die in der praktischen Anwendung ausgereift sind und anerkanntes Gedankengut der auf dem betreffenden Fachgebiet tätigen Personen geworden sind. Kurz: die herrschende Auffassung unter den technischen Praktikern. Das Einleiten von Abwasser muss nach dem Wasserhaushaltsgesetz grundsätzlich nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik (allgemein anerkannte Regeln der Technik) erfolgen, es sei denn es handelt sich um Abwässer mit gefährlichen Stoffen (gefährlicher Stoff). Diese sind nach dem strengeren Stand der Technik zu reinigen.

Regenbecken

Sammelbegriff für Becken zur Rückhaltung und/oder Behandlung von Regenwasser und Mischwasser (z.B. Regenklärbecken, Regenrückhaltebecken, Regenüberlaufbecken).

Regenentlastungsanlage

Bauwerk (Regenüberlauf, Regenrückhaltebecken, Kanalaustauräume) zur Speicherung von Regenwasser und damit Entlastung von Mischwasserkanälen (Mischwasserkanal), um nach Ende eines Starkregens das gespeicherte Mischwasser einer Kläranlage zuzuführen.

Regenklärbecken

Bauwerk zur Rückhaltung von absetzbaren Stoffen (absetzbarer Stoff) im Regenwasser.

Regenrückhaltebecken

Anlage zur vorübergehenden Speicherung von Regenwasser und Mischwasser.

Regenüberlauf

Entlastungsbauwerk im Mischsystem ohne zusätzlichen Speicherraum.

Regenüberlaufbecken

Verbindung von Rückhaltebecken, Klärbecken und Überlauf, RÜB.

Regenwasser

Niederschläge (Niederschlag) nehmen nicht nur Verunreinigungen aus der Luft (Saure Niederschläge), sondern auch von Oberflächen (z.B. Gebäuden, Fahrzeugen, Straßen, landwirtschaftlichen Flächen) auf und leiten diese in die Vorfluter oder ins Grundwasser. Der Regenwasser-Verschmutzung und den dadurch verursachten Umweltbelastungen wurde lange Zeit nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt. Inzwischen hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass hierdurch z.T. erhebliche Schmutzfrachten in die Gewässer gelangen, die nur durch Regenwasserbehandlungsanlagen zurückgehalten werden können.

Regenwasseranlage

Anlage zur Trinkwassereinsparung, die Wasser, an das geringere Anforderungen gestellt werden, durch gesammeltes Regenwasser ersetzt, z.B. Toilettenspülung, Waschmaschine oder Gartenbewässerung.

Regenwasserbehandlung

Alle Maßnahmen, die dazu dienen die Qualität des verunreinigten Regenwassers zu verbessern. Anlagen zur Regenwasserbehandlung dienen u.a. als vorgeschalteter Schutz für Versickerungsanlagen vor Verschmutzung und Verstopfung durch absetzbare Stoffe bei der Einleitung von Niederschlagswasser insbesondere von Fahrbahnoberflächen.

Regenwasserbewirtschaftung

Oberbegriff für eine Reihe von Maßnahmen, um Regenwasser unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Aspekte sinnvoll nutzbar zu machen bzw. Bebauungsmaßnahmen derart zu gestalten, dass ein möglichst geringer Einfluss auf die natürliche Regenwasserkreislauf genommen wird. Dazu gehören u.a.:

- Regenwassernutzung
- Regenwasserbehandlung

Regenwassernutzung

Das auf das Dach eines Hauses fallende Regenwasser wird im Fall der beabsichtigten Nutzung über die Dachrinne in einen Sammelbehälter im Boden oder im Keller des Hauses geleitet und über Pumpen, Filter und separate Versorgungsleitungen zu den Zapfstellen transportiert. Gefahrlos ist das Regenwasser bei der WC-Spülung, bei der Gartenbewässerung und beim Autowaschen zu nutzen, wodurch etwa ein Drittel des täglichen Trinkwasserverbrauchs von ca. 140 l pro Person ersetzt werden kann. Die Verwendung von Regenwasser in Waschmaschinen wird wegen der möglichen Übertragung von Verkeimungen aus dem Wasser auf die Wäsche, z.B. bei 40 Grad-Programmen, unterschiedlich beurteilt.

Reinvestition

Mittels einer Reinvestition wird ein Anlagenbauteil zum gegebenen Zeitpunkt gleichwertig ersetzt.

Retentions-Filterbecken

Zum reinen Rückhalt von Regenwasser ohne integrierte Versickerung; gegen den Untergrund abgedichtetes, humosiertes, dräniertes Becken, mit nachgeschaltetem Ölabscheider.

Rieselfeld

- 1 Eine mit landwirtschaftlich untergeordneter Nutzung versehene Fläche zur ober- oder unterirdischen Versickerung von Abwasser als veraltete, hygienisch bedenkliche Form der Abwasserbehandlung mit hohem Flächenbedarf.
- 2 Felder, worauf Abwässer zur Nachreinigung verrieselt werden. s.a. Abwasserverrieselung

Rigole

Tiefgründiges Umschichten von Bodenmaterial zur Bodenverbesserung, z.B. zur Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes durch „Aufbrechen“ von wasserstauenden Schichten.

Rigolenversickerung

Steht kein ausreichender Platz auf dem Grundstück zur Verfügung, oder ist der Boden nur gering durchlässig kann das Regenwasser auch unterirdisch versickert werden.

Rohabwasser

Das einer Kläranlage zufließende Abwasser. (Mischung aus Schmutz- und Regenwasser. Mischwasser kann auch Fremdwasser und Kühlwasser enthalten).

Rohschlamm

Der in der mechanischen Stufe anfallende Schlamm.

Rohwasser

Wasser, das einem Gewässer – Talsperre, See, Fluss, Grundwasser, Quelle – entnommen worden ist zwecks Aufbereitung zu Trinkwasser im Wasserwerk (z.B. Oberirdischer Abfluss aus einer Talsperre oder Grundwasser bei der Entnahme aus einem Brunnen bzw. einer Brunnengalerie).

Rückhaltebecken

Eine den Abfluss eines Gewässers regelnde Stauanlage, die zu Zeiten eines Wasserüberangebots dieses zurückhält, um bei Trockenheit den Abfluss zu erhöhen, auch im Zulauf einer Kläranlage.

Rücklaufschlamm

Der aus dem Nachklärbecken in das Belebungsbecken zurückgeleitete biologische Schlamm.

Sammelkanal

Kanäle zum Sammeln des Schmutzwassers.

Sandfang

Teil der mechanischen Abwasserreinigung zur Entfernung des Sandes aus dem Abwasser. Die Fließgeschwindigkeit des Abwassers darf max. 0,3 m/s (= 1,1 km/h) betragen, damit Sandkörner und anderes Material ($d > 0,2$ mm) sedimentieren. Die Sedimentation wird durch Verringerung der Fließgeschwindigkeit erreicht. Leichtere Stoffe werden durch die Strömung weitertransportiert. Sandfänge werden zur Vermeidung von Versteifungen und unerwünschten Sandablagerungen vor Pumpwerken und in Klärbecken angeordnet.

Satzung

- 1 Das von Selbstverwaltungskörperschaften, insbesondere Gemeinden und Kreisen, zur Regelung ihrer eigenen Angelegenheiten gesetzte Recht (z.B. Bebauungsplan, Abwassersatzung, Abfallsatzung, Baumschutzsatzung).
- 2 (= Statut) Oberbegriff für die schriftlich niedergelegte Grundordnung (Verfassung) eines rechtlichen Zusammenschlusses (Verein, Verband). Sie setzt Recht zur Regelung der eigenen Angelegenheiten. Öffentlich-rechtliche Körperschaften bedürfen der Genehmigung ihrer Satzung durch die Aufsichtsbehörde (Stichwort: Verbandssatzung, Gemeindeordnung, Kreisverordnung). Die Satzung ergeht aus dem Selbstverwaltungsrecht.

Schachtversickerung

Die Schachtversickerung ermöglicht die direkte unterirdische Versickerung, sie sollte aber aufgrund des fehlenden Schadstoffrückhaltes nicht mehr eingesetzt werden.

Schadeinheit

Begriff aus dem Abwasserabgabengesetz, nach diesem Gesetz wird für die Inanspruchnahme eines Gewässers durch Einleiten von Abwasser eine Abgabe erhoben, die sich nach der Schädlichkeit richtet. Diese Schädlichkeit wird in Schadeinheiten ausgedrückt, SE.

Scheibentauchkörper

Besondere Form der biologischen Stufe der Abwasserbehandlung.

Ein Scheibentauchkörper ist eine maschinelle Einheit und besteht aus einer Vielzahl großer, runder Scheiben, die in geringen Abständen auf einer horizontalen Achse sitzen. Die Scheiben sind zur knappen Hälfte (unterhalb der Achse) in den vom Abwasser durchströmten Behälter eingetaucht und rotieren um die Achse. Der Biofilm, der sich auf den Oberflächen bildet, wird so durch die Rotation der Scheiben wechselnd mit Substrat und Luftsauerstoff versorgt.

Schlammbehandlung

- 1 Alle Verfahren, die bei der Abwasserreinigung als Schlamm anfallenden Feststoffe für die Gesundheit unschädlich machen, wie Ausfäulung, Kompostierung, Pasteurisierung, Versinterung und Verbrennung (= Beseitigung).
- 2 Aufbereitung von Schlamm zu dessen Verwertung oder Beseitigung, z.B. Schlammeindickung, Schlammstabilisierung, Konditionierung, Schlamm entwässerung, Trocknung, Desinfektion, Veraschung, oder Verbrennung.

Schlammeindickung

Zur Schlammeindickung gehören die statische Eindickung des Primärschlammes (aus der Vorklärung), die Eindickung des Überschussschlammes (aus den Belebungsbecken) und die Eindickung evtl. Spülabwässer aus anderen Verfahrensteilen. Die bei der Eindickung anfallenden Schlammwässer werden in die Belebungsbecken bzw. in den Zulauf der Biofiltration zurückgeführt.

Schlamm entwässerung

Abtrennen von Schlammwässer durch natürliche Verfahren, z.B. Schlammbeete oder durch maschinelle Verfahren, z.B. Bandfilter, Filterpressen, Zentrifugen oder Vakuumfilter.

Schlamm entwässerungsbeet

Klärschlamm-Trockenbeet

Schlammkompostierung

Die Beseitigung von Klärschlamm durch Kompostierung, oft unter Zusatz von Förderstoffen, oft auch von Müll.

Schlammliste

Als Berechnungsgrundlage für eine erste Abschätzung der auf einer Kläranlage anfallenden Klärschlamm kann die so genannte „Schlammliste“ verwendet werden, die auf einer umfangreichen Sammlung von Erfahrungswerten beruht. Die „Schlammliste“ wurde von IMHOFF in der 10. Auflage des „Taschenbuchs der Stadtentwässerung“ 1943 eingeführt und seitdem mehrfach ergänzt und korrigiert. Selbst neueren Untersuchungen zufolge stimmen die Mengen für Primär-, Überschuss- und Faulschlamm, die anhand der Schlammliste für eine Kläranlage ermittelt werden können, noch weitgehend mit den realen Schlammengen untersuchter Kläranlagen überein, selbst für Anlagen mit weitergehender Abwasserreinigung.

Schlammstabilisierung

Verfahren der Schlammbehandlung, besonders zur weitgehenden Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und der organischen Schlammfeststoffe. Erwünschte Nebenziele sind die Verbesserung der Entwässerbarkeit und die Verminderung der Krankheitserreger.

Schmutzwasser

Durch Gebrauch verunreinigtes Wasser (Abwasser).

Schmutzwasserabfluss

- 1 Summe aus häuslichem, gewerblichem und industriellem Schmutzwasserabfluss; $Q_s = Q_h + Q_g + Q_i$
- 2 Abfluss in einer Entwässerungsleitung, resultierend aus der Anzahl der angeschlossenen Entwässerungsgegenstände unter Berücksichtigung der Gleichzeitigkeit. Formelzeichen: V_s ; Einheit: l/s

Schmutzwasseranfall

Tägliche Schmutzwasserabflusssumme bezogen auf die Einwohnerzahl.

Schönungsteich

Erdbecken zur Nachbehandlung gereinigten Abwassers, z.B. durch Sedimentation von Feinstteilchen.

Schwarzwasser

(Abwasser) Fäkalien und Urin, in der Regel mit Spülwasser.

Schwebstoff

Feststoffe, die durch das Gleichgewicht der Vertikalkräfte in der Schwebe gehalten werden.

Schwemmkanalisation

Unterirdisches Leitungsnetz, in dem mit Hilfe von Wasser Abfälle und Fäkalien weggeschwemmt werden.

Schwermetall

Metalle mit einer Dichte $> 4,6 \text{ g/cm}^3$ bzw. einem spez. Gewicht > 5 . Schwermetalle z.B. Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Quecksilber, Blei finden sich überall in der Umwelt. Biochemisch gehören sie z.T. zu den Spurenelementen. Einige Schwermetalle sind essentielle Pflanzennährstoffe, z.B. Kupfer, Zink, Mangan, andere sind nur als Schadstoffe bekannt, zum Beispiel Cadmium, Quecksilber, Blei. Zum Umweltproblem werden Schwermetalle, wenn sie durch Abfall, Abwasser und Abluft die Umwelt belasten.

Schwermetallgehalt

Konzentration eines Schwermetalles meist auf die Trockensubstanz bezogen.

Schwimmschlamm

Schwimmschlamm und Schlamm Schaum stellen flotierende Schlammfraktionen dar. Sie treten insbesondere dann im Abwasser auf, wenn folgende drei Faktoren in einem passenden Verhältnis vorliegen: fein verteilte Gasbläschen, hydrophobe Inhaltsstoffe und/oder Strukturen und oberflächenaktive Substanzen. Diese Faktoren in Kombination mit Massenauf-treten von Fadenbakterien führen ebenfalls zu schwimmenden Schlammfraktionen.

Die Belebtschlammflocken lagern sich zu großen Flockenverbänden zusammen, die jedoch aufgrund des geringen spezifischen Gewichts der Aggregate nicht absinken, sondern zur Wasseroberfläche aufsteigen. Das geringe spezifische Gewicht wird durch Gasblasen verursacht, die an den Be-

lechtschlammflocken adsorbiert sind oder die während des Flockungs- und „Absetz“-Vorgangs entstehen, beispielsweise durch Denitrifikationsprozesse. In anderen Fällen werden von einzelnen Bakterienarten spezifisch leichte Substanzen gebildet, die sich in den Flocken anreichern und schlussendlich das Auftreiben der Flocken verursachen. Die Bakteriengruppe *Nocardia spec.* steht im Verdacht, in dieser Weise wirksam zu werden.

Schwimmstoff

Feststoff, der leichter als Wasser ist und daher auf ihm schwimmt.

Sedimentation

- 1 Ablagerungsprozess, der zur Bildung von Sedimenten führt.
- 2 Vorgang des Absetzens von Feststoffen, die schwerer als das umgebende flüssige Medium sind.

Sekundärschlamm

Schlamm (Biomasse) aus Anlagen zur biologischen Abwasserreinigung. Wird i.d.R. Überschussschlamm genannt.

Selbstreinigung

- 1 Vorgang, bei dem organische, fäulnisfähige Verunreinigungen in einem Fließgewässer durch Mikroorganismen wie Bakterien, Pilze und Einzeller zu einfachen Stoffen abgebaut, mineralisiert oder in den natürlichen Stoffkreislauf einbezogen werden.
- 2 Bezeichnet das Vermögen eines Gewässers, mit Hilfe von pflanzlichen und tierischen Organismen (Saprobien) aus natürlichen Quellen stammende oder vom Menschen eingeleitete organische Stoffe abzubauen. Dabei wird Sauerstoff verbraucht. Wird z.B. mehr ungereinigtes Abwasser in ein Gewässer eingeleitet, als Sauerstoff für den Abbau zur Verfügung steht, ist das Selbstreinigungspotential des Gewässers überschritten. Es kommt zu einem Sauerstoffmangel, höhere und niedrigere Lebewesen sterben ab, das Gewässer „kippt um“.

Separationstoilette

zeichnet sich durch zwei Abläufe aus, in denen Fäkalien und Urin getrennt abgeleitet werden, No-Mix-Toilette

Sickergraben

Sickergräben sind Anlagen zur „natürlichen“ aeroben biologischen Nachreinigung biologisch vorgeklärten Abwassers. Darüber hinaus wird der dabei entstehende Sekundärschlamm vom gereinigten Abwasser abgetrennt, gespeichert, behandelt und schließlich „entsorgt“.

Verfahrensweise: Gut vorgeklärtes Abwasser wird parallel angeordneten Gräben in perforierten Rohrleitungen zugeführt, durchsickert einen Filterkörper aus Feinkies und wird in darunter liegenden Drainageleitungen gesammelt und in ein Gewässer eingeleitet. Die biologische Nachreinigung besorgen im Feinkies vorhandene Mikroorganismen. Die Versorgung mit Sauerstoff erfolgt durch Luft, die nach jedem Beschickungsvorgang durch das tiefer sickernde Abwasser in den Kies nachgesaugt wird. Eine hohe Sauerstoffzufuhr lässt sich demnach durch eine intermittierende Beschickung des Sickergrabens erreichen.

Sickerschacht

Wenn keine Möglichkeit besteht, gereinigtes Abwasser in einen Vorfluter einzuleiten oder mittels Verrieselung flächig und oberflächennah in den Untergrund einzubringen, kann ein Sickerschacht ein notwendiger Teil einer Abwasserreinigungsanlage sein. Er dient der punktförmigen Einbringung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund und nicht der Abwasserreinigung. Die unter der Prallplatte vorhandene Sandschicht ist daher nicht als biologischer Reaktor anzusehen, sondern soll nur das Einschwemmen von Schwebstoffen in den Untergrund verhindern und eine lange Lebensdauer des Sickerschachtes sicherstellen. (Bemessung nach DIN 4261 Teil 1)

Siebbandpresse

Kontinuierlich arbeitender Filter mit zusätzlicher Entwässerung durch Druckfiltration. Sie wird u.a. bei der Schlammwässerung bzw. Schlammeindickung eingesetzt und besteht aus einem Siebband, das über verschiedene Rollen und Walzen gegen ein zweites Band gedrückt wird. Diese beiden Bänder sind für Wasser durchlässig, nicht aber für Schlamm.

Zwischen diese beiden Bänder wird der abgezogene Schlamm gegeben und durch das Aneinanderpressen kommt es zu einer Entwässerung des Schlammes. Entwässerter Schlamm hat hier einen Restwassergehalt von ca. 70 %, d.h. der dabei entstehende Klärschlamm ist immer noch flüssig

Siedlungsdichte

Einwohnerzahl im Entwässerungsgebiet, bezogen auf dessen Fläche.

Siedlungswasserwirtschaft

Wasserwirtschaft im Bereich der Wohn- und Arbeitsstätten der menschlichen Gesellschaft als Teil der Gesamtwasserwirtschaft eines Raumes. Ein wesentlicher Bestandteil der Siedlungswasserwirtschaft ist die Abwassertechnik (DIN 4045)

Solare Trocknung

In der Regel werden mehrere Hallen (stabilen Gewächshauskonstruktion) bis zu mehreren hundert Quadratmetern Größe errichtet, die eine kontinuierliche Abnahme von Klärschlamm ermöglichen. Ein im Boden integriertes Drainagesystem ermöglicht die Drainage und Filtration des freien Schlammwassers, ähnlich wie in einem Klärschlamm-Trockenbeet. Der in dünnen Schichten aufgebraute Klärschlamm (flüssig oder mechanisch vorentwässert) wird automatisch verteilt, gemischt und belüftet (während des gesamten Prozesses werden alle trockenungstechnisch wichtigen Parameter wie Schlammtemperatur, relative Feuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit sowie Feuchtegehalt des Schlammes registriert und über einen Mikroprozessor ausgewertet, der alle Komponenten der Anlage automatisch steuert).

Spültoilette

Die konventionelle Spültoilette als Sitztoilette ist in dem europäischen und amerikanischen Raum der Toiletentyp mit der höchsten Verbreitungsrate. Üblicherweise findet die Analhygiene mit Toilettenpapier statt, das nach dem Gebrauch mit den Fäkalien und dem Spülwasser fortgeschwemmt wird.

Konventionelle, moderne Spültoiletten arbeiten mit einem Spülvolumen von 6-9 l je Spülung, oftmals sind diese Toiletten mit einer Zweitastenspülung (3 l und 6-9 l je Spülung) oder einem Start/Stop-Mechanismus ausgerüstet.

stabilisierter Schlamm

- 1 Durch Mikroorganismen bis zur Lagerfähigkeit abgebauter Klärschlamm.
- 2 Schlamm, der so behandelt wurde, dass mindestens eines der beiden Hauptziele der Schlammstabilisierung erreicht wird.

Stabilisierung

Verfahren zum Überführen gelöster und partikulärer Stoffe in anorganische und sehr langsam abbaubare organische Stoffe.

Stand der Technik

entwickeltes Stadium der technischen Möglichkeiten zu einem bestimmten Zeitpunkt, soweit Produkte, Prozesse und Dienstleistungen betroffen sind, basierend auf den diesbezüglichen gesicherten Erkenntnissen von Wissenschaft, Technik und Erfahrung (DIN EN 45020).

statische Kosten

Die statischen Kosten stellen Kosten zum aktuellen Zeitpunkt ohne Berücksichtigung von Preisentwicklungen etc. dar und spiegeln die momentane Kostensituation wider, wie sie sich für ein untersuchtes Verfahren ergibt.

Stickstoff

Als Hauptbestandteil der Luft in elementarer Form vorliegendes chemisches Element (ca. 78 Vol.-%); findet sich in gebundenem Zustand in Ammonium-, Nitrat-, Nitrit- und Amidverbindungen; unentbehrlicher Bestandteil aller Eiweißkörper. Wird großtechnisch über die Ammoniaksynthese aus der Luft gewonnen. Dieser Primärstickstoff ist Ausgangspunkt für die Erzeugung vieler stickstoffhaltiger Substanzen. Hauptverwendungsgebiete sind die Erzeugung stickstoffhaltiger Düngemittel, die Kunststoffherstellung und Kältemittel. Stickstoff ist der für die pflanzliche Entwicklung und pflanzliche Ertragsleistung in der Agrarproduktion wichtigste Nährstoff.

stoffliche Verwertung

Die stoffliche Verwertung beinhaltet die Substitution von Rohstoffen durch die Gewinnung von Stoffen aus Abfällen (Abfall, sekundäre Rohstoffe) oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke mit Ausnahme der unmittelbaren Energierückgewinnung. Eine stoffliche Verwertung liegt vor, wenn nach einer wirtschaftlichen Betrachtungsweise, und unter Berücksichtigung der im einzelnen Abfall bestehenden Verunreinigungen der Hauptzweck der Maßnahme in der Nutzung des Abfalls und nicht in der Beseitigung des Gefahrstoffpotentials liegt.

Tauchkörperanlage

Andere Bezeichnung für Rotationstauchkörper oder Tauchtrofkkörper.

Tauchtrofkkörper

Abwassergefüllter Trog mit rotierenden Scheiben, die zur Hälfte eintauchen.

technische Abwasserbehandlungsverfahren

(Unterscheidung zwischen den Verfahren zur Abwasserbehandlung an Hand des Grades der technischen Ausstattung und an den sonstigen ökologischen Funktionen oder Wirkungen)

Ökologische Aspekte: isoliertes Ökosystem, hohe Raumbelastung, große Schlammengen, geringer Flächenverbrauch, extern gesteuerte Biozönose, unbeschränkter und hoher Energieeinsatz

Grad der Technisierung: Verwendung von künstlichen Werkstoffen, mechanischer Energie zur Belüftung, Umwälzung und Hebung, geregelte Betriebsführung, Dosierung von Chemikalien

technische Lebensdauer

Die technische Lebensdauer ist der Zeitraum, in dem ein Anlagenteil physikalisch in der Lage ist, die ihm zugeordnete Funktion zu erfüllen.

technische Nutzungsdauer

Begrenzung der Nutzungsdauer einer Leitung aus versorgungs-, sicherheitstechnischen und bautechnischen Gründen. Sie liegt in der Regel deutlich über der betriebswirtschaftlichen Nutzungsdauer (betriebswirtschaftliche Nutzungsdauer) (DVGW-Hinweis W 401 bzw. DVGW-Arbeitsblatt G 401)

Technisches Regelwerk

Dieser Begriff umfasst nicht nur die als Regeln der Technik bezeichneten Werke, sondern darüber hinaus Richtlinien, Normen, Anleitungen, Vorschriften, Arbeits- und Merkblätter. Sie haben im Umweltschutz im allgemeinen eine große Nähe zur Rechtsordnung und zu Verwaltungsvorschriften. Konkret gibt es nationale Technische Regeln für Luftreinhaltung, Wasser/Abwasser, Lärm/Erschütterungen, Boden/Bodenschutz, Abfall und produktorientierte Normung.

Die auf diesem Feld in Deutschland bedeutsamsten Institutionen sind das Deutsche Institut für Normung (DIN) sowie der Verein Deutscher Ingenieure (VDI).

Teilortskanalisation

Öffentliches Netz von Rohrleitungen, offenen Gräben und Schachtbauwerken, das vollständig oder teilweise behandeltes Schmutzwasser oder gering verschmutztes Schmutzwasserteilströme sowie meist auch Regenwasser von mehreren Grundstücken ohne vorherige Behandlung in ein Gewässer ableitet.

thermophil

(thermos gr. = warm; philos = liebend). Wärmeliebend. Mikroorganismen werden als t. bezeichnet, wenn ihr Temperaturoptimum um 55 °C und ihr Wachstumsbereich zwischen 40 und 98 °C liegt.

Trennsystem

Im Gegensatz zum Mischsystem zwei voneinander unabhängige Rohrnetze bei der Stadtentwässerung. Die Regenwasserkanalisation führt unmittelbar zum Vorfluter, während das Schmutzwasser oder Brauchwasser zur Kläranlage abgeleitet wird, Synonym: Trennverfahren.

Trinkwasserrichtlinie

Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch

Trockenrückstand

Anteil der Trockenmasse an der gesamten Masse eines Schlammes. Es handelt sich um eine bezogene Größe. Dimension: kg/kg (DIN 4045). Im Gegensatz zum Trockenmassegehalt wird hier die Trockenmasse auf ein Gewicht bezogen. (DIN 4045).

Trockensubstanz

Stoffe nach Entzug von Wasser durch Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz; s.a. Trockengewicht.

Trockenwetterabfluss

Summe aus Schmutzwasserabfluss und Fremdwasserabfluss. Formel: $Q_t = Q_s + Q_f$

Trocknungstoilette

Die Toiletten werden als Zwei-Kammer-Systeme gebaut, die wechselweise betrieben werden. Nach Benutzung der Toilette wird durch Zugabe von Holzspänen oder Asche überschüssige Feuchtigkeit gebunden. Nach ca. einjährigem Betrieb wird die Kammer gewechselt und die vorher betriebene Kammer geschlossen. Nach einer einjährigen Lagerung sind die Fäkalien getrocknet und können als Bodenverbesserer in der Landwirtschaft verwendet werden.

Der Urin wird getrennt abgeleitet und separat gesammelt. Überschüssige Flüssigkeit aus der Fäkalienkammer werden in ein kleines Pflanzenbeet abgeleitet, wo sie von Pflanzen aufgenommen wird bzw. verdunstet.

Tropfkörper

Zur Reinigung von biologischen Abwässern verwendete, in Behältern aufgeschichtete Füllkörper (meist Kunststoff), die mit dem Abwasser berieselt werden. Auf den Tropfkörpern lebende Mikroorganismen (biologischer Rasen) führen den biologischen Abbau der gelösten organischen Inhaltsstoffe durch.

Tropfkörperverfahren

Abwasserreinigung mit Hilfe von aeroben, schmutzabbauenden Mikroorganismen, die auf fester Materie (Tropfkörperfüllung) angesiedelt sind (sogenannter biologischer Rasen). Der Tropfkörper ist ein mit witterungsbeständigen Natursteinen (z.B. Lavaschlacke) oder Kunststoff-Füllkörper gefülltes Bauwerk. Das Abwasser wird i.A. über Drehsprenger auf der Tropfkörperoberfläche verteilt und passiert den Tropfkörper von oben nach unten, wobei die auf den Füllkörpern angesiedelten Mikroorganismen unter Sauerstoffverbrauch die organischen Substanzen abbauen. Anschließend wird das Abwasser in Nachklärbecken geleitet. Bei mehrstufigen Kläranlagen werden Tropfkörperverfahren häufig als erste Stufe verwendet, während die zweite Stufe aus Belebungsbecken besteht.

Übereinstimmungszeichen

Das Ü-Zeichen erhalten Bauprodukte, die mit den vom DIBT in der Bauregelliste A bekannt gemachten technischen Regeln gemäß übereinstimmen. Das Ü-Zeichen dient dem Nachweis der Verwendbarkeit von Bauprodukten.

Überschussschlamm

Der täglich durch Zuwachs überschüssige Schlamm beim Belebungsverfahren.

Überwachung

Eine fortlaufende oder periodische Kontrolle, die den Einfluss von Handlungen auf die Umwelt bestimmt und/oder in Übereinstimmung mit den Abfallentsorgungslizenzen Verhältnisse zu schaffen und/oder gesetzliche Bedingungen für die Sicherheit der Umwelt. (Monitoring) Siehe auch Projekt-Controlling.

Umwelthaftungsgesetz

Das UHG wurde am vom 10. Dezember 1990 (BGBl. I S. 2634) veröffentlicht und regelt zivilrechtliche Haftung gegenüber Dritten für Individualschäden als Folge von Umwelteinwirkungen.

unbelüfteter Abwasserteich

In unbelüfteten Teichen laufen die Reinigungsvorgänge wie in stehenden oder sehr langsam fließenden Gewässern ab. Sauerstoffeintrag und Durchmischung hängen wesentlich von den klimatischen und meteorologischen Gegebenheiten

ab, so dass z.B. die Auslegungsdaten in Nordeuropa nicht ohne weiteres für warme Regionen übertragen werden können. Die im Abwasser enthaltenen absetzbaren Stoffe lagern sich in der Einlaufzone ab und faulen hier unter anaeroben Bedingungen aus. Im Allgemeinen ist der Zuwachs der Schlammmenge in Teichen mit langer Aufenthaltszeit gering.

Untergrundverrieselungsanlage

Bei der Untergrundverrieselung wird das in einer Mehrkammerausfallgrube vorbehandelte Abwasser zur flächenhaften Versickerung über ein Rieselrohrnetz verteilt und dabei biologisch nachbehandelt.

urban

städtisch

Urin

Flüssige Ausscheidung von Säugetieren. Beim Menschen besteht der Endharn oder Urin zu 95 % aus Wasser. Darin sind verschiedene Substanzen gelöst:

- Harnstoff: Täglich etwa 25 Gramm.
- Harnsäure: täglich etwa 1 Gramm.
- Kreatinin Täglich etwa 1,5 Gramm.
- Salze: täglich etwa 10 Gramm an Salzen (organische und anorganische), insbesondere Kochsalz (NaCl).
- Phosphate und organische Säuren wie Oxalsäure und Zitronensäure werden täglich in unterschiedlichen Mengen ausgeschieden. Das sind durchschnittlich 3 Gramm.

Vakuumtoilette

Der Einsatz von Vakuumtoiletten, die im Schiffsbau und in Flugzeugen seit Jahrzehnten im praktischen Einsatz sind, benötigen je Spülung zwischen 0,5-1,0 l Wasser. Für den Einsatz im Wohnungsbau wurden diese Toilettentypen an die dort vorhandenen Anforderungen angepasst.

Versickerung

s. Abwasserversickerung

Versickerungsanlage

Bodengebiet auf dem Abwasser in den Boden versickert wird. Die Wahl der geeigneten Versickerungsanlage hängt in erster Linie von den Verhältnissen im Untergrund und von den Platzverhältnissen auf dem Grundstück ab.

Verfahren

- Flächenversickerung
- wasserdurchlässige Verkehrsfläche
- Muldenversickerung, Grabenversickerung
- Beckenversickerung
- Rigolenversickerung
- Schachtversickerung
- Kombinierte Systeme

Alle Anlagen zur Regenwasserversickerung lassen sich kombinieren und können so optimal an jeden Einzelfall angepasst werden.

Versickerungsbeiwert

siehe Durchlässigkeitsbeiwert

Versickerungsgraben

mit Sickerkies gefüllter und mit einer sandigen Humusschicht bedeckter länglicher Graben zur Abwasserversickerung

Versickerungsgrube

s. Sickerschacht

Versickerungsrate

die Sickerate ist das Produkt aus Durchlässigkeitsbeiwert (k_f), durchströmten Querschnitt (F) und hydraulisches Gefälle (i)

Versickerungsschacht

s. Schachtversickerung

Verschmutzung

- 1 Die durch menschliche Tätigkeiten direkt oder indirekt bewirkte Freisetzung von Stoffen oder Wärme in Luft, Wasser oder Boden, die der menschlichen Gesundheit oder der Qualität der aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme schaden können, zu einer Schädigung von Sachwerten führen oder eine Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und anderer legitimer Nutzungen der Umwelt mit sich bringen.
- 2 Unerwünschte Stoffe in einem Material z.B. Schwermetalle, giftige organische Chemikalien (z.B. Teer, Phenol, PCBs), Glas oder Plastikteile, große Steine, Holzteile oder grober Gesteinsschutt, extrem lösliche Salze, Reste von Ungeziefervertilger, Krankheitserreger, Unkrautvertilger; siehe auch Schadstoff.

Viren

- 1 Viren gehören zu den kleinsten Krankheitserregern. Über das Wasser können alle Viren verbreitet werden, die vom Menschen sowie höheren und niederen Tieren, Pflanzen und Bakterien terrestrischer und aquatischer Lebensformen in die Umwelt gegangen. Einfach gebaute Viren, die nur aus Nukleinsäure (genetischem Material) und Proteinkapsid (Eiweiß) bestehen, können in der Umwelt bis zu einem Jahr oder länger persistieren und in den Wasserkreislauf gegangen.
- 2 Krankheitserreger: Eine große Gruppe kleinster, sehr verschiedenartiger, eigenständiger Teilchen von kristallinen bis organischen (Bakteriophagen) makromolekularem Bau im Gesamtsystem des Zellstoffwechsels eines Lebewesens.

Vorfluter

oberirdisches Gewässer, das den Abfluss einer Fläche oder eines anderen Gewässers aufnimmt.

Vorklärbecken

Absetzbecken in der Kläranlage, das der mechanischen Reinigung des Abwassers dient und vor der biologischen Reinigungsstufe angeordnet wird.

Wartung

- 1 Die Instandhaltung, die für einen effizienten Betrieb von Anlage notwendig ist. Sie beinhaltet Arbeitszeit und Materialien. Sie ist nicht zu verwechseln mit Reinvestitionen oder Modernisierung.
- 2 Maßnahmen zur Bewahrung des Sollzustandes von technischen Mitteln eines Systems (Erstellen eines Wartungsplanes, Vorbereitung der Durchführung, Durchführung, Rückmeldung) (nach DIN 31051)
- 3 Maßnahmen zur Bewahrung der Funktionsfähigkeit der Verteilungsanlagen (DVGW-Hinweis W 401)

4 Maßnahmen zur Bewahrung des Sollzustandes (ATV-M 143, Teil 1)

Wasser für den menschlichen Gebrauch

- 1 Alles Wasser, sei es im ursprünglichen Zustand oder nach Aufbereitung, das zum Trinken, zum Kochen, zur Zubereitung von Speisen oder zu anderen häuslichen Zwecken bestimmt ist, und zwar ungeachtet seiner Herkunft und ungeachtet dessen, ob es aus einem Verteilungsnetz, in Tankfahrzeugen, in Flaschen oder anderen Behältern bereitgestellt wird
- 2 Alles Wasser, das in einem Lebensmittelbetrieb für die Herstellung, Behandlung, Konservierung oder zum Inverkehrbringen von für den menschlichen Gebrauch bestimmten Erzeugnissen oder Substanzen verwendet wird, sofern die zuständigen einzelstaatlichen Behörden nicht davon überzeugt sind, dass die Qualität des Wassers, die Genussauglichkeit des Enderzeugnisses nicht beeinträchtigen kann.

Wasserhaushaltsgesetz

Das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts - WHG - vom 27.07.1957 betrifft grundlegende Bestimmungen über wasserwirtschaftliche Maßnahmen (Wassermengen- und Wassergüterwirtschaft). Der sachliche Geltungsbereich des WHG erstreckt sich auf oberirdische Gewässer (Fluss, See usw.), auf Küstengewässer und auf das Grundwasser.

Die aktuelle Fassung des WHG vom 06.08.2009 (BGBl. I Nr. 51, S. 2585) trat am 01.03.2010 in Kraft.

Das ursprünglich als Rahmengesetz des Bundes angelegte Gesetz wurde mit der Novelle des Grundgesetzes (GG) vom 29.07.2009 (BGBl. I S. 2248) – und der damit einhergehen geänderten Gesetzgebungskompetenz im Umweltrecht – Gegenstand der konkurrierenden Gesetzgebung (Art. 74 Nr. 32 GG, Art. 72 Abs. 1 GG). Art. 72 Abs. 3 GG gibt den Ländern das Recht, abweichende Regelungen zu treffen (Abweichungsrecht).

Wasserrecht

Gesamtheit rechtlicher Regelungen, die das Wasser als Ressource und seine Nutzung betreffen.

wasserrechtliche Erlaubnis

siehe Erlaubnis

Wasserressource

Nutzbares Wasservorkommen.

Wasserversorgung

Alle Maßnahmen zur Beschaffung, Aufbereitung, Speicherung, Zuführung und Verteilung von Trinkwasser und Brauchwasser. Grundwasser kann als Trinkwasser geeignet sein, Sickerwasser und Regenwasser muss gefiltert und aufbereitet werden. Flusswasser ist trotz Selbstreinigungsvermögen nur gereinigt und aufbereitet verwendbar. Die chemische Industrie benötigt große, jederzeit verfügbare Wassermengen. Daher suchen größere Betriebe mit hohem Energie- und Wasserbedarf die Nähe zu großen Vorflutern. Je nach Anforderungen an das Wasser werden wahlweise Oberflächenwasser, Grundwasser und Trinkwasser eingesetzt. Während Trinkwasser, das meistens aus dem öffentlichen Wasserversorgungssystem bezogen wird, überwiegend für die Produktion von Lebensmittelzusatzstoffen oder direkt für die Belegschaft eines Werkes gebraucht wird, dient Grundwasser nach vorangegangener Aufbereitung zur Herstellung von Pharmaprodukten oder Spezialchemikalien. Oberflächenwasser wird primär genutzt als Kühlwasser, Betriebswasser, Reinigungs- und Lösemittel, aber auch für die Bewässerung von Grünflächen und für sanitäre Einrichtungen.

weitergehende Abwasserreinigung

Verfahren oder Verfahrenskombination, die in ihrer Reinigungswirkung über die herkömmliche, in der Regel mechanisch-biologische Abwasserreinigung hinausgehen und besonders solche Stoffe eliminieren, die im Ablauf einer mechanisch-biologischen Kläranlage noch enthalten sind.

Wirtschaftlichkeit

- 1 Laut Landtagsbeschluss wichtigstes Kriterium für die Entscheidung der Bezuschussung einer Abwasserlösung.
- 2 Kurzformel: das nachhaltig günstigste Verhältnis zwischen Nutzen und Kosten. Wirtschaftlichkeit ist ein Zentralbegriff der Betriebswirtschafts- und Managementlehre.

$$W = \text{Nutzen} / \text{Kosten}$$

Wirtschaftlichkeitsanalyse

Die Wirtschaftlichkeitsanalyse dient der Ermittlung des betriebswirtschaftlichen Nutzens eines Projekts.

Wirtschaftlichkeitsberechnung

Bei den statischen Verfahren wird die Auswirkung einer Investitionsentscheidung in einem bestimmten, möglichst charakteristischen Zeitpunkt der Projektlaufzeit betrachtet. Die dynamischen Verfahren beziehen dagegen den gesamten Wirkungszeitraum der zu vergleichenden Investitionen ein und orientieren sich eher an den jetzt und in Zukunft anfallenden Strömen der als Einnahmen und Ausgaben verbuchten Nutzen und Kosten einer Investition. Gemeinsam ist diesen Methoden der Bezug aller Zahlungen auf einen bestimmten Zeitpunkt, wobei zu diesem Zweck Auf- oder Abzinsungsfaktoren Anwendung finden.

Wurzelraumverfahren

Wurzelraumentorgung ist ein spezielles Verfahren der Pflanzenkläranlagen und gehört zu den biologischen Verfahren der Abwasserreinigung. Charakteristisch für die Wurzelraumentorgung ist, dass das Abwasser den Wurzelraum horizontal durchfließt und der eingesetzte Boden bindend wirkt (Wasserleitfähigkeit: k_f -Wert $> 10^{-5}$ m/s). Durch die im Wurzelbereich höherer Pflanzen (z.B. Schilf) lebenden Mikroorganismen werden neben den organischen Abwasserbestandteilen auch Stickstoff- und Phosphorverbindungen weitgehend abgebaut.

zentrale Wasserversorgung

Wasserversorgung, bei der das Wasser durch ein Rohrnetz einem größeren Verbraucherkreis zugeführt wird.

Zentrifugation

Verfahren zur Auftrennung heterogener Gemische (i.d.R. Feststoffe in einer Flüssigkeit) durch Sedimentation auf Grund unterschiedlicher Dichte. Bei geringer Korngröße kann die Sedimentation durch die Schwerkraft allein zu lange dauern, sie kann technisch durch eine mehr tausendfach größere Zentrifugalkraft ersetzt werden.

Zentrifuge

(Trenn-)Schleuder; ein sich in einer Kammer zwecks mechanischer Trennung von Partikel-Flüssigkeits-Gemischen mittels Zentrifugalkraft schnell drehender Rotor (Metallkörper) mit Behältnis für die Aufnahme des durch Zentrifugation zu trennenden Gemisches.

Zisterne

Zisterne wird als Ersatzbegriff für Sammelbehälter verwendet. In der Regel in Verbindung mit Regenwassernutzungsanlagen. Zisternen werden im Boden versenkt und dienen

der Bevorratung und Haltung von Wasser (Regenwasser). Im Teichbereich werden Zisternen häufig als Pufferbehälter für Pumpenanlagen (Bachläufe) verwendet.

Zufluss

Das einem Raum in der Zeiteinheit zufließende Wasservolumen (DIN 4044). Formelzeichen: Q_z , Einheit: m^3/s oder l/s

Zweckverband

Zusammenschluss von Gemeinden oder Kommunalverbänden zur gemeinsamen Erfüllung bestimmter Aufgaben (Was-

serversorgung). Der Zweckverband hat den Charakter einer öffentlich-rechtlichen Körperschaft und verwaltet sich in eigener Verantwortung unter staatlicher Aufsicht. Mitgliedschaft kann freiwillig sein (eigene Wasserversorgung einer Gemeinde, die dem Zweckverband nicht beitreten will) oder durch die Rechtsaufsichtsbehörde veranlasste Pflichtmitgliedschaft. Selbstverwaltung durch Satzung geregelt, die auch die (üblichen) Organe vorsieht.

Stichwortverzeichnis

- 4-Konten-System 135
- abfiltrierbare Stoffe 50, 231
- Abfuhrsystem (Fäkalien) 6
- Absetzbecken 231
- Absetzgrube 60
- Absetzschacht 32
- Absetzteich 53, 78
– mit Schwimmpflanzen 78
- Abwasser 231
- Abwasserabgabe 14, 231
- Abwasserabgabebefreiung 14
- Abwasserabgabengesetz (AbwAG) 14, 231
- Abwasserableitung 21, 231
– Betrieb und Wartung 35
– Kosteneinsparpotenziale 185
- Abwasserableitungsanlagen
– Nutzungsdauer 162
- Abwasseranfall 49, 231
- Abwasserarten 22, 231
- Abwasserbehandlung 231
- Abwasserbehandlung ohne Belüftung 66
- Abwasserbehandlungsanlagen 232
– Nutzungsdauer 163
- Abwasserbehandlungsverfahren 51
– Abgrenzung nach Technisierungsgrad 73
- Abwasserbeschaffenheit 50
- Abwasserbeseitigung 232
- Abwasserbeseitigungsanlage 232
- Abwasserbeseitigungskonzept 232
– Kosten-Nutzwert-Analyse 213
– Kostenvergleichsrechnung 206, 213
– Wirtschaftlichkeitsrechnung 206, 207
- Abwasserbeseitigungspflicht 15, 232
– Übertragung 17
- Abwasserbeseitigungsplan 128
- Abwasserbeseitigungsplanung 232
- Abwasserdruckleitung 232
- Abwassereinleitung 13, 232
- Abwasserentsorgung 232
– dezentrale ~ 9
– Historie 4
– individuelle Systeme 195
– MOE-Staaten 195
– neue Systeme 10
– zentrale ~ 7
- Abwassergebühr 232
- Abwasserkanal 232
- Abwasser-Landbehandlung 74
- Abwasserleitung 232
- Abwasserreinigung 233
- Abwasserreinigungsanlage 233
- Abwasserreinigungstechnik 233
- Abwasserteich 75, 78, 233
– Bemessung 80
– natürlich belüftet bzw. fakultative 78
- Abwasserteichanlage 233
- Abwasserverband 233
- Abwasserverordnung 13
- Abwasserverordnung (AbwV) 9, 13, 233
- Abwasserverregnung 233
- Abwasserverrieselung 233
- Abwasserversickerung 68, 233
- Abwasserverwertung 77, 233
- Abwasserzweckverband 233
- Abzinsungsfaktor 143
- Adsorption 233
- aerob 233
- aerob stabilisierter Schlamm 93
- aerob thermophile Stabilisierung 94
- aerobe Milieubedingungen 53
- aerobe Schlammstabilisierung 53
- aerobe Stabilisierungsverfahren 93
- aerober Abbau 234
- aerober C-Abbau 53
- Akkumulation 137
– Einzelzahlung 142
– gleichförmige jährliche Kostenreihen 146
- Akkumulationsfaktor 146
– Einzelzahlung 142, 164
– gleichförmige jährliche Kostenreihen 146, 170
- allgemein anerkannte Regeln der Technik (a. a. R. d. T.) 15, 16, 234
- anaerob 234
- anaerob stabilisierter Schlamm 93
- anaerobe Stabilisierungsverfahren 93
- anaerober Abbau 234
- Annuität 192, 234
- Annuitätenfaktor 145, 234
- Annuitätenvergleich 148
- anoxische Milieubedingungen 53
- Ansäuerung 109
- Anschluss- und Benutzungszwang 16, 234
- Anschlussdichte 234
- Anschlussgrad (Abwasserentsorgung) 7, 195
– MOE-Staaten 195
- Anschlussgröße
– Bemessung 50
- Anschlusskanal 234
- Anschlusswert 49
- anthropogen 234
- anthropogenic nutrient solutions (ANS-System) 121
- Aquädukte 1
- aquatische naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren 77
- Aufzinsungsfaktor 142
- Ausbaugröße (Kläranlagen) 49, 129
- ausschließliche Gesetzgebung 234
- Außenbereich 21
- Badewanneneffekt 50
- Bandfilterpresse 97
- Barwertermittlung 234
- bauaufsichtliche Zulassung 17
- Bauproduktengesetz (BauPG) 15
- Beckenversickerung 28, 31, 234
- Bedarfsentleerung 19
- behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser 22
- Beiträge 16, 201, 234
- Belebtschlamm 53, 64, 234
- Belebtschlammflocke 234
- Belebungsanlage 64, 234
– als Rundbecken mit Gegenstrombelüftung 55
– Ausführungsformen 56
– Belüftung 54, 64
– Bemessung 54, 64
– mit Aufstaubetrieb 56
– mit Kreisbelüftung 55
– Nachklärbecken 54

- Belebungsbecken 235
 Belebungsbeckenvolumen 53
 Belebungsverfahren 53, 64, 235
 – mit simultaner aerober Schlammstabilisierung 51
 belüfteter Abwasserteich 78, 235
 belüftetes Festbett 63
 – Bemessung 63
 Belüftung (Belebungsanlagen) 54, 64
 Benutzung 13, 235
 bepflanzte Bodenfilter 84, 235
 – Bemessung 86
 Bestandsaufnahme 128
 Betreibermodell (Abwasserentsorgungssystem) 200
 betriebliche Abflussspende 49
 betriebliches Schmutzwasser 22
 Betriebskosten 140, 235
 – Abwasserableitung 205
 – Kleinkläranlagen 206
 Betriebskostenrechnung 201
 Betriebsphase 137
 bewachsene Bodenfilter 75, 78, 84, 119
 bewachsene Horizontalfilter 86
 – Bemessung 87
 bewachsene Vertikalfilter 88
 – Bemessung 89
 Bewertungsmatrix (Kosten-Nutzwert-Analyse) 214
 Bewertungsverfahren 130
 – monetäre ~ 131
 – nichtmonetäre ~ 133, 213
 Bewilligung 13
 Bezugszeitpunkt (Kostenreihe) 137
 Bioabfall 122
 Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB5) 14, 50, 235
 Biofilm 61, 235
 Biofilmverfahren 57, 61
 – Nachklärbecken 59
 Biofilter 235
 biologische Abwasserreinigung 235
 biologische Phosphorelimination 53, 105
 biologische Regenwasservorbehandlung 32
 biologische Reinigung 51
 biologische Selbstreinigung 236
 biologischer Abbau 53
 biologischer Rasen 236
 biologischer Schlamm 236
 Blähschlamm 236
 Blockheizkraftwerke (BHKW) 122
 Bodenfilter 32, 74, 236
 Bodenkörperfilteranlage
 – Bemessung 66
 Bogenrechen 51
 Brauchwasser 236
 Braunwasser 10, 236
 Brunnen 2
 BSB5-Fracht 14, 50
 Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) 102, 236
 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) 102, 236
 Bundesrecht 11, 12

 CE-Kennzeichnung 15, 17
 chemisch stabilisierter Schlamm 93
 chemische Abwasserbehandlung 236
 chemische Phosphorelimination 53
 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) 14, 50, 237
 Cloaca Maxima 1
 constructed wetlands 76
 Cross-Flow-Filtration 57

 Danziger 4

 Darcy-Gesetz 69, 237
 Daseinsvorsorge 237
 Dead-End-Filtration 57
 Dekanter (Klärschlammverdickung) 237
 Denitrifikation 53, 105, 237
 Deponieverordnung (DepV) 96
 Desinfektion 51
 Detritusschicht 82
 Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt) 15, 17
 dezentrale Abwasserentsorgung 7, 9, 237
 – MOE-Staaten 195
 dezentrale Regenwasserbewirtschaftung 237
 DIN-EN-Normen 16
 DIN-Normung 11, 237
 Direkteinleiter 237
 Direkteinleitung 13
 Diskontierung 137
 – Einzelzahlung 143
 – gleichförmige jährliche Kostenreihen 147
 – progressiv steigende Kostenreihen 147
 Diskontierungsfaktor
 – Einzelzahlung 143, 166
 – gleichförmige jährliche Kostenreihen 147, 172
 – progressiv steigende Kostenreihen 147, 174
 Dreikammerkläranlage 238
 Druckentwässerung 34, 238
 – Anwendung 36
 Druckluftspülstation 35
 Düngemittel 238
 – Klärschlamm 102
 – Urin 119, 121, 125
 Dünger 238
 Durchlässigkeitsbeiwert 27, 238
 Durchlaufbecken 24
 DWA-Regelwerk 11, 17
 dynamische Gestehungskosten 158
 dynamische Verfahren (Investitionsrechnung) 132
 dynamischer Kostenvergleich 130, 132, 137

 ecological sanitation 10, 105
 EG-Grundwasserrichtlinie 238
 EG-Pflanzenschutzmittelrichtlinie 238
 EG-Richtlinie Messgeräte 238
 EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser 238
 EG-Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen 238
 Ehgräben 4
 Eigenkontrolle 9, 19, 238
 Eindicker 96
 eindimensionale Bewertungsverfahren 130
 Einkammerabsetzgrube 60
 Einleiten 238
 Einleitung (gereinigtes Abwasser)
 – in Fließgewässer 67
 – in Grundwasser 68
 Einleitungserlaubnis 13
 Einstaudach 31, 238
 Einwohnergleichwert 50, 238
 einwohnerspezifische Frachten 50
 Einwohnerwert 14, 239
 Einzelkosten 142
 Einzellösung (Abwasserentsorgungssystem) 200
 Elektrisches Schwein 99
 Emission 239
 Emissionsanforderungen 11
 Empfindlichkeitsprüfung 156
 – Abwasserreinigungskonzept (Beispiel) 211
 Emscherbrunnen 53, 94, 239
 end-of-pipe 105, 239
 energetische Verwertung (Klärschlamm) 96

- Energiekosten 140
 EN-Normen 11, 16
 Entwässerung 239
 Entwässerungsgebiet 239
 Entwässerungsnetz 239
 Entwässerungssysteme 23, 239
 Entwässerungsverfahren 239
 Ergiebigkeitsprinzip 130
 Erlaubnis 13, 239
 Escherichia coli 239
 EU Flora- Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) 77, 239
 EU-Badegewässer-Richtlinie 11
 EU-Klärschlammrichtlinie 239
 EU-Kommunalabwasser-Richtlinie 9, 11
 EU-Richtlinie 239
 EU-Trinkwasserrichtlinie 239
 EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) 8, 11, 77, 239
- Fäkalien 239
 – Behandlungsmöglichkeiten 109
 Fäkalienabfuhr 6, 105
 Fäkalienentsorgung 6
 Fäkaliengrube 4
 Fäkalientonne 121
 Fäkalientrocknung 199
 Fäkalschlamm 91, 239
 Fäkalschlammabfuhr 19
 Fäkalschlammbehandlung (kommunale Kläranlage) 95
 Fäkalschlammigenschaften 95
 Fäkalschlammmentsorgung 94
 fakultative Abwasserteiche 78, 79
 Fällschlamm 91
 Fällung 239
 Fangbecken 24, 240
 Faulschlamm 93, 240
 Faulung 240
 feinblasige Druckbelüftung 54
 Festbettfilter 66
 Festbettschlamm 91
 Feststoff 240
 Feststoffgehalt (Klärschlamm) 91
 Feststoffkonzentration 53
 Filter 240
 Filterbeet 240
 Filtergraben 240
 Filtermulde 31, 240
 Filtration 240
 Finanzierung 131
 fixe Kosten 140
 Flächenversickerung 28, 240
 Fließgewässer 240
 Flockung 240
 Flockungsmittel 241
 Flotation (Schlammkonditionierung) 241
 Fracht 241
 Fräsverfahren 186
 – Kosten 188
 Freigefälleentwässerung 34
 – Wirtschaftlichkeitsrechnung 190
 Freispiegelleitung 241
 Fremdüberwachung 241
 Fremdwasser 22, 23, 241
 Fremdwasserabfluss 49
 Frischschlamm 241
- Gebühren 16, 201, 241
 gefährlicher Stoff 241
 Gefälledruckleitungen 38
 Gegenstromrechen 51
 gehobene Erlaubnis 241
 Gelbwasser 10, 241
- Geldwertänderung (allgemeine Rate der ~) 138, 142
 Gemeinschaftslösung (Abwasserentsorgungssystem) 200
 Gemeinwohl 241
 Genehmigung 15
 genehmigungsbedürftige Anlage 241
 Genehmigungsbehörde 241
 getauchte Festbetтанlagen 63
 Gewässer 241
 Gewässerbelastung 241
 Gewässerbewirtschaftung 12
 Gewässergütegefährdung 67
 Gewässergüteklasse 241
 Gewässernutzung 242
 Gewässernutzungsentgelt 242
 Gewässerreinigung 242
 Gewässerschutz 7, 8, 11, 25, 242
 gleichförmige Kostenreihen 144, 146
 Glühverlust (Klärschlamm) 92
 Gossen 4
 Grabenaushub (Verlegeverfahren) 186
 – Kosten 188
 Grabenversickerung 69, 242
 – Versickerungsrate 69
 Grauwasser 10, 78, 108, 242
 – Behandlungsmöglichkeiten 109
 Grauwassergärten 199
 gravel beds 76, 84
 Größenklassen (Abwasserbehandlungsanlagen) 14
 Gründach 31, 242
 Grundreinigung 242
 Grundstückskläranlage 242
 Grundwasserbrunnen 2
- halbtechnische Abwasserbehandlungsverfahren 73
 harmonisierte Normen der EU 16
 Harnstoffhydrolyse 109
 Hausanschluss 35, 37, 242
 Hausentwässerung 242
 Haushaltsabwasser 242
 Hauskläranlagen 242
 häusliches Schmutzwasser 10, 22, 49, 243
 Herkunftsbereiche des Abwassers 14
 High-Rate (Algal) Ponds 76
 horizontal durchströmte bewachsene Bodenfilter 75
 horizontal durchströmte Längs- und Rundbecken 52
 hydraulische Belastung 50
 hydraulische Bemessung 50
 hydrobotanisches Verfahren 75
 Hygiene 5, 243
 – immissionsorientierte Anforderungen 11
 Hygienierisiken (Urin als Dünger) 125
 Hygienisierung 51, 243
- immissionsorientierte Anforderungen (Hygiene) 11
 Indirekteinleiter 243
 individuelle Abwasserentsorgungssysteme 195
 industrielles Abwasser 243
 Inflationsrate 138
 Inspektion (Kanalsanierung) 189
 integrale Siedlungsentwässerung 8
 Interventionszeitpunkt (Kanalsanierung) 190
 Investitionskosten 137, 140
 – Abwasserableitung 205
 – Kläranlage 206
 – Kleinkläranlage 206
 Investitionsphase 137
 Investitionsrechnung 130, 131
- Jahreskosten 207
- kalkulatorischer Zinssatz 138

- Kammerfilterpresse 98, 243
Kammrechen 51
Kanalsanierung
– Kostenvergleichsrechnung 191
– Nutzungsdauer 191
– Wirtschaftlichkeitsrechnung 189
Kanalstauräume 24
Kapitalwiedergewinnungsfaktor 145, 168
Kaskade (Teichanlagen) 80
Kesselbrunnen 2
Kjeldahl-Stickstoff 50
Kläranlagen 243
– Kosten 205
– Nutzungsdauer 163
Klärschlamm 14, 243
– als Düngemittel 102
Klärschlammfall 92
Klärschlammarten 91
Klärschlammausbringung 14
Klärschlammbehandlung 91, 93, 244
Klärschlamm Eigenschaften 91
Klärschlamm entsorgung 14, 15, 96, 244
Klärschlamm entwässerung 95, 96, 97, 244
Klärschlamm kompostierung 244
Klärschlamm konditionierung 98
Klärschlamm mitbehandlung 14
Klärschlamm richtlinie 244
Klärschlamm speicherung 95
Klärschlamm stabilisierung 93, 244
Klärschlamm-Trockenbeete 99, 244
Klärschlammverbrennung 96
Klärschlammvererdung 100, 244
– mit Gräsern 100
– mit Schilf 100
Klärschlammvererdungsbeete 78, 86, 244
Klärschlammverordnung (AbfKlärV) 14, 244
Klärschlammverwertung 14
Klärschlammwasserbehandlung 96, 97
Kleine Kläranlagen 49, 245
Kleineinleitungen 14, 245
Kleinkläranlagen 9, 49, 245
– bauaufsichtliche Zulassung 17
– Bemessung 49
– Betrieb und Wartung 19
– Mindestanforderungen 9
– naturnahe ~ 73
– Normen 17, 49
– Rechtliche Regelungen 17
– technische ~ 49
– Verfahren 59
– Vorbehandlung 60
– wasserrechtliche Eignung 17
– Zulassung 17
Kloake 1, 245
Kommunalabgabengesetz 203
kommunale Abwasserentsorgung 200
kommunales Schmutzwasser 245
Kommunalrecht 16, 245
Kommune 245
Kompostierung 245
Komposttoilette 113, 245
– mit Urinseparation 115
– mit wassergespültem Urinalteil 115
Kosten 245
– Abwasserableitung 205
– Abwasserentsorgung 21, 204
– Kläranlage 205
– Kleinkläranlage 206
Kostenansatz nach Kommunalabgabengesetz 203
Kostenanschlag 141
Kostenarten 140, 245
Kostenartenrechnung 201
Kostenaufbereitung 142
– Abwasserbeseitigungskonzept (dezentral) 201, 209
Kostenaufschläge für Unvorhergesehenes 204
Kostenbarwert 138, 142, 146, 147
Kostendaten 204
Kosteneinsparpotenziale
– Abwasserableitung 185
– Schmutzwasserableitung 185
– Verlegeverfahren 189
Kostenermittlung 140, 141
– Abwasserbeseitigungskonzept (dezentral) 208
Kostenfeststellung 141
Kostengegenüberstellung 148
– Abwasserbeseitigungskonzept (dezentral) 211
Kosten-Nutzen-Analyse 130, 133, 245
Kosten-Nutzwert-Analyse 131, 134, 213
– Abwasserbeseitigungskonzept (dezentral) 213
Kostenreihen 137
Kostenschätzung 141
Kostenstelle 245
Kostenstellenrechnung 201
Kostenträgerrechnung 201
Kostenvergleich 148
– (einfacher) von Projektkostenbarwerten und Jahreskosten 149
– Abwasserableitung 188
– äquivalenter Projektkostenbarwerte 152
– der zeitlichen Entwicklung der Projektkostenbarwerte 154
– dynamischer ~ 132
– Verlegeverfahren 188
Kostenvergleichsrechnung 135, 137, 245
– Abwasserbeseitigungskonzept (dezentral) 206, 207, 213
– Kanalsanierung 191
kritische Werte (Kostenvergleichsrechnung) 156
künstliche Feuchtgebiete 74, 76, 78, 82, 240
– Bemessung 83
KVR-Leitlinien 137
Landbewässerung 78
Landeswassergesetze (LWG) 15, 246
ländlich strukturierte Gebiete 21, 246
ländlicher Raum 21, 127, 246
landwirtschaftliche Verwertung (Klärschlamm) 101
landwirtschaftliches Schmutzwasser 246
Langsandfang 52
laufende Kosten 137, 140
Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz 246
Leichtstoffabscheider 32
Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien) 137
Löschwasser 4
maschinelle Klärschlamm eindickung 97
Maßnormen 16
Maximalprinzip 130
mechanische Abwasserreinigung 51, 246
mechanische Regenwasservorbehandlung 32
Mehrkammerabsetzgrube 60, 246
Mehrkammerausfallgrube 60, 246
Mehrkammergruben 53, 246
Membranbelebungsanlage 57, 66
– Bemessung 66
Membranfilterpresse 98
Membranfiltration 246
mesophil 93, 246
mesophile anaerobe Stabilisierung 94
mesophile Klärschlammstabilisierungsverfahren 93
Methan 94

-
- Mindestanforderungen 13, 18
 - Mindestbeckenoberfläche (Nachklärbecken) 56
 - Minimalprinzip 130
 - Mischrechnung 67
 - Mischsystem 23, 246
 - Mischwasser 246
 - Mischwasserabfluss 22, 246
 - Mischwasserentlastung 246
 - Mischwasserkanal 247
 - modifiziertes Mischsystem 8, 24, 247
 - modifiziertes Trennsystem 8, 24, 247
 - MOE-Staaten 195
 - monetäre Bewertungsverfahren 131
 - Mulden-Rigolen-Element 30
 - Mulden-Rigolen-System 30
 - Muldenversickerung 28, 29, 247

 - nachhaltige Gewässerbewirtschaftung 13
 - Nachklärbecken 247
 - Belebungsanlage 54
 - Biofilmverfahren 59
 - Nachklärung 247
 - Nährstoffe 247
 - Nährstoffeinträge
 - aus Kleinkläranlagen 67
 - Nährstoffgehalt 247
 - Klärschlamm 92
 - Nährstoffkreislauf 105
 - Nährstoffrecycling 10
 - NASS 106
 - natürlich belüftete Abwasserteiche 78, 79
 - natürliche Abwasserbehandlungsverfahren 247
 - natürliche Feuchtgebiete 76
 - naturnaher Abwasserbehandlungsverfahren 73, 247
 - Anwendungsmöglichkeiten 77
 - aquatische ~ 75, 77, 78
 - Historie 74
 - terrestrische ~ 74, 77, 84
 - Zulassung 19
 - naturnahes Festbett 84
 - nicht behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser 22
 - nicht im Zusammenhang bebaute Gebiete 21
 - nichtmonetäre Bewertungsverfahren 133, 213
 - Niederschlagswasser 22, 247
 - Nitrifikation 53, 105, 247
 - nominale Preisänderung 138
 - Nominalkosten 141
 - reale ~ 141
 - Nominalzinssatz 138
 - No-Mix-Toilette 109, 111, 247
 - Nutzungsdauer 139, 162, 191, 247
 - Nutzwertanalyse 131, 133, 213

 - Oberflächenbelüftung 54, 247
 - ökologische Sanitärkonzepte 247
 - ökologische Sanitärsysteme 105
 - organischer Trockenrückstand 92
 - Oxidationsgraben 76

 - Personalkosten 140, 204
 - Pflanzenbeet 75, 247
 - Pflanzenkläranlagen 75, 122, 248
 - mit bepflanzten Bodenfiltern 75
 - Zulassung 19
 - Pflugverfahren 187
 - Kosten 188
 - Phosphatelimination 248
 - Phosphorabbaurate 7
 - Phosphorelimination 53, 105, 248
 - Phosphorverbindungen 50
 - physikalisch-chemisches Reinigungsverfahren 248

 - Pipen 3
 - Planung 127
 - Planungsgrundsätze 129
 - Preisänderungsrate 138, 142
 - Preisentwicklungen (Berücksichtigung) 141
 - Preisindizes (Kostenermittlung) 142
 - Primärschlamm 52, 91, 248
 - Private Sachverständige (Überwachung) 19
 - Produktnormen 16
 - Projektkostenbarwert 138
 - Projektnutzen 138
 - psychrophil 93
 - psychrophile Klärschlammstabilisierungsverfahren 93

 - Raketenspflug 187
 - Realbewertung (Kostenermittlung) 141
 - reale Nominalkosten 141
 - reale Preisänderungsrate 138, 142
 - Realzinssatz 138
 - Rechen 51, 248
 - Rechtsebenen 11
 - Rechtsverordnung 248
 - Rechtsvorschrift 248
 - Regelentleerung 19
 - Regeln der Technik 248
 - Regenabfluss 50
 - Regenbecken 24, 248
 - Regenentlastungsanlage 248
 - Regenklärbecken 24, 32, 248
 - Regenrückhaltebecken 24, 31, 248
 - Regenüberlaufbecken 24, 32, 248
 - Regenwasser 249
 - Schadstoffbelastung 27
 - Regenwasseranlage 249
 - Regenwasserbehandlung 24, 32, 75, 249
 - Regenwasserbewirtschaftung 8, 249
 - Verfahren 25
 - Regenwassernutzung 33, 249
 - Regenwasserspeicherung 31
 - Regenwasserversickerung
 - Verfahren 26
 - Verfahrenswahl 28
 - Reihenprogression 147
 - Reinvestition 249
 - Reinvestitionskosten 137
 - Rentabilitätsschwelle 151
 - Reststoffe 91
 - Restwertproblem 153
 - Retentionsbodenfilteranlagen 32, 75, 89
 - Retentions-Filterbecken 31, 249
 - Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft 11
 - Rieselfeld 7, 74, 249
 - Rigole 29, 249
 - Rigolenversickerung 29, 249
 - Rohabwasser 249
 - Rohr-Rigolenversickerung 29
 - Rohschlamm 249
 - Rohwasser 249
 - Rotationstauchkörper 58, 62
 - Bemessung 63
 - Roughingfilter 80
 - Rückhaltebecken 249
 - Rücklaufschlamm 249

 - Sachkosten 140
 - Sammeldruckleitung 35
 - Sammelleitung 37, 249
 - Sandfang 52, 249
 - Sandfangoberfläche 52
 - Sandfilterschachtanlagen 66
-

- Sanitärsysteme (neuartige) 10, 105
 – Beispielprojekte 116
 – Stoffströme 106
- Satzung 249
- Satzungsrecht 16
- SBR-Anlage 56, 65
 – Bemessung 66
- Schachtbrunnen 2
- Schachtversickerung 30, 249
 – Versickerungsrate 70
- Schadeinheit 14, 250
- Scheibentauchkörper 58, 62, 250
- Schlammalter 53
- Schlammbehandlung 250
- Schlammeindickung 250
- Schlammmentwässerung 250
- Schlammmentwässerungsbeet 99, 250
- Schlammkompostierung 250
- Schlammliste 92, 250
- Schlammstabilisierung 250
- Schmutzfracht 50
- Schmutzwasser 250
- Schmutzwasserabfluss 22, 250
 – Tagesspitze 49
- Schmutzwasserableitung 34
 – Kosteneinsparpotentiale 185
- Schmutzwasseranfall 49, 250
- Schönungsteich 250
- Schwarzwasser 10, 250
- Schwebstoff 250
- Schwebstoffabscheidung 32
- Schwemmkanalisation 105, 250
- Schwermetall 250
- Schwermetallgehalt 250
 – Klärschlamm 92
- Schwimmpflanzenteiche 78
- Schwimmschlamm 97, 250
- Schwimmstoff 251
- Sedimentation 52, 251
- Sekundärschlamm 91, 251
- Selbstreinigung 73, 251
- Sensitivitätsanalyse 156
- separate aerobe Schlammstabilisierung 94
- Separationstoilette 111, 119, 120, 251
- sequencing batch reactor 56
- sessile Bakterien 61
- Seuchen 5
- Sickerfähigkeit eines Bodens 27
- Sickergraben 68, 251
- Sickergrube 68
- Sickerraum (Eigenschaften) 27
- Sickerschacht 251
- Siebbandpresse 97, 251
- Siedlungsdichte 251
- Siedlungswasserwirtschaft 251
- simultane aerobe Schlammstabilisierung 93
- solare Klärschlamm-trocknung 99, 251
- Sozialkosten 140
- Sparsamkeitsprinzip 130
- spezifischer Schlammanfall 56
- Spültoilette 251
 – konventionelle ~ 110
 – mit Feststoffabscheidung und Kompostierung 115
- stabilisierter Schlamm 93, 252
- Stabilisierung 252
- Stabilisierungsgrad (erforderlicher) 94
- Stabilisierungsprozess 93
- Stand der Technik 252
- statische Klärschlammeindickung 96
- statische Kosten 252
- statische Verfahren (Investitionsrechnung) 132
- statischer Kostenvergleich 130
- Stickstoff 252
- Stickstoffabbaurate 7
- Stoffkreislauf 106
- stoffliche Verwertung 252
 – Klärschlamm 96
- Stoffrückhaltevermögen 27
- Stoffverwertung 105
- subsurface flow wetlands 82, 84
- surface flow wetlands 82
- Tauchkörperanlage 49, 252
- Tauchtropfkörper 252
- technische Abwasserbehandlung 49, 73, 252
- technische Kläranlagen 49
- technische Kleinkläranlagen 49
 – Zulassung 17
- technische Lebensdauer 252
- technische Nutzungsdauer 252
- Technisches Regelwerk 16, 252
- Teilortskanalisation 8, 252
- Teilströme 107
- Teilstromseparation 10, 105, 109
 – Beispielprojekte 116
- terrestrische naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren 74, 77, 84
- Tertiärschlamm 91
- thermisch stabilisierter Schlamm 93
- thermophil 93, 252
- thermophile Klärschlammstabilisierungsverfahren 93
- Toilettensysteme 109
 – mit geringem Wasserverbrauch 110
 – mit Urinseparation 111
 – ohne Urinseparation 110
- Trade-off-Analyse 131
- Trennsystem 23, 252
- Trichterbecken 56
- Trinkwasserrichtlinie 252
- Trockenrückstand 252
 – Klärschlamm 91
- Trockensubstanz 252
- Trockensubstanzgehalt 92
 – erreichbarer 53
- Trockenwetterabfluss 22, 49, 252
- Trocknungstoiletten 115, 253
- Tropfkörperanlage 57, 61, 253
 – Bemessung 61
- Tropfkörperverfahren 253
- Trübwasser 97
- Übereinstimmungszeichen 17, 253
- Überschussschlamm 91, 253
- Überschussschlammproduktion 53
- Überschussschlamm-speicherung 56
- Übertragung der Abwasserbeseitigungspflicht 17
- Überwachung 19, 253
- unbelüfteter Abwasserteich 253
- unbewachsene Bodenfilter 74, 90
- Unterdruckentwässerung 36
 – Anwendung 38
 – Betrieb und Wartung 38
- untere Wasserbehörde 16
- Untergrundverrieselungsanlage 253
- Untersuchungszeitraum (Wirtschaftlichkeitsrechnung) 138
- urban 253
- Urin 253
 – als Düngemittel 119
 – Behandlungsmöglichkeiten 109

-
- Urinale
 - mit Sperrflüssigkeit 113
 - mit Verschlusskörper 113
 - mit Verschlussventil 113
 - ohne Wasserspülung 113
 - Urinseparation 111, 115, 199
 - Beispielprojekte 118
 - Urinspeicher 119, 121

 - Vakuumentwässerung 36, 110, 197
 - Vakuumstation 38
 - Vakuumtoiletten 110, 121, 253
 - variable Kosten 140
 - Verbrennung (Klärschlamm) 96, 100
 - Verfahren mit vollständiger Finanzplanung 130
 - Verlegepflug 187
 - Verlegeverfahren 185
 - Kostenvergleich 188
 - Verschmutzung 254
 - Versickerung 253
 - gereinigtes Abwasser 68
 - Regenwasser 26
 - Versickerungsanlage 253
 - Versickerungsbeiwert 253
 - Versickerungsgraben 253
 - Versickerungsgrube 254
 - Versickerungsrate 26, 27, 68, 254
 - Grabenversickerung 69
 - Schachtversickerung 70
 - Versickerungsschacht 30, 32, 254
 - vertikal durchströmte Rundbecken 52
 - vertikal durchströmter bewachsener Bodenfilter 75, 122
 - Viren 254
 - VOFI-Methode (Investitionsrechnung) 132
 - Vollkanalisation 7
 - Vorfluter 254
 - Vorklärbecken 254
 - Vorklärschlamm 91
 - Vorklärung 52, 60

 - Wartung 254

 - Wasser für den menschlichen Gebrauch 255
 - Wasserabtrennung (Klärschlamm) 96
 - Wasserhaushaltsgesetz (WHG) 9, 12, 255
 - Wasserklosetts 6
 - Wasserkünste 3
 - Wasserrecht 255
 - wasserrechtliche Eignung 17
 - wasserrechtliche Erlaubnis 255
 - Wasserressourcen 255
 - Wasserversorgung 255
 - Historie 2
 - zentrale ~ 6
 - weitergehende Abwasserreinigung 255
 - weitergehende Regenwasserbehandlung 33
 - Wirbelabscheider 32
 - Wirbel-Schwebebett-Anlage 63
 - Bemessung 63
 - Wirtschaftlichkeit 130, 255
 - Wirtschaftlichkeitsanalyse 255
 - Wirtschaftlichkeitsrechnung 129, 130, 137, 255
 - Abwasserbeseitigungskonzept (dezentral) 206, 207
 - Kalkulationsgrößen 162
 - Kanalsanierung 189
 - Wirtschaftlichkeitsvergleich
 - Verfahren 130
 - Wurzelraumverfahren 75, 255

 - zentrale Abwasserentsorgung 7, 8
 - zentrale Regenwasserbewirtschaftung 8, 24
 - zentrale Wasserversorgung 6, 255
 - Zentrifugation 255
 - Zentrifuge 97, 255
 - Zinszeitraum 138
 - Zisterne 2, 33, 255
 - Zufluss 256
 - Zufluss zur Versickerungsfläche 26
 - zulässige Flächenbeschickung (Nachklärbecken) 54
 - Zuständigkeiten (Recht) 16
 - Zustandsprognose (Kanalsanierung) 189
 - Zweckverband 256
 - Abwasserentsorgungssystem 200
-

