

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 3-1:	Verfahrensfließbild zu Stoffströmen einer Kläranlage	7
Abb. 3-2:	P-Elimination in der Belebung	19
Abb. 3-3:	Fließschema der chemischen Reinigung (Flockung/Fällung)	22
Abb. 3-4:	Flockungsvorgänge unter reduzierten hydr. Bedingungen	23
Abb. 4-1:	Lindox-Verfahren	26
Abb. 4-2:	Schlaufenreaktoren	27
Abb. 4-3:	SBR-Verfahren	28
Abb. 5-1:	C-Bilanz bei "konventioneller" Verfahrensführung	36
Abb. 5-2:	C-Bilanz bei Verfahrensführung nach der C-N-P-Strategie	37
Abb. 5-3:	C-N-P-O-Verhältnisse im Vergleich	38
Abb. 6-1:	Lageplan der KA Tann/Rhön	39
Abb. 6-2:	Regenrückhaltebecken der KA Tann/Rhön	41
Abb. 6-3:	Belebungsbecken der KA Tann/Rhön	42
Abb. 6-4:	Provisorisch installierte Dosierstelle und Dosierstation	43
Abb. 6-5:	Nachklärbecken der Kläranlage Tann/Rhön	44
Abb. 6-6:	Eindicker und Konditionierung der KA Tann/Rhön	45
Abb. 6-7:	Kammerfilterpresse und darunter liegender Container	45
Abb. 6-8:	Ablauf aus dem Nachklärbecken – Auslauf in die Ulster	46
Abb. 6-9:	Fließschema der KA Tann/Rhön	47
Abb. 7-1:	Jahreszeitlich bedingte Abwassertemperatur der KA Tann/Rhön	51
Abb. 7-2:	pH-Werte im Zulauf der KA Tann/Rhön von 1997-2000	52
Abb. 7-3:	ENTEC 118/S-Dosiermenge und β-Faktor der KA Tann/Rhön	53
Abb. 7-4:	CSB-Konzentrationen [2h]-Mittel im Zulauf der KA Tann	54
Abb. 7-5:	Monatliche CSB-Zulauffracht in kg der KA Tann/Rhön	54
Abb.7-6 :	CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der KA Tann/Rhön	55

Abb. 7-7:	N_{gesanorg} im Auslauf der KA Tann/Rhön	56
Abb. 7-8:	TOC/N und CSB-TOC-Verhältnis im Überschussschlamm	57
Abb. 7-9:	NH₄-N-Fracht [2h-Mittel] im Zulauf der KA	58
Abb. 7-10:	NH₄-N-Werte im Ablauf der KA Tann/Rhön	58
Abb. 7-11:	NO₂-N-Werte im Ablauf der KA Tann/Rhön	59
Abb. 7-12:	N_{ges}-anorg.-Werte im Ablauf der KA Tann/Rhön	59
Abb. 7-13:	P_{ges}-Werte im Ablauf der Kläranlage im Zeitraum 1997-2001	61
Abb. 7-14:	Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung im Vergleich	63
Abb. 7-15:	Jährlich angefallene Klärschlamm-Menge	64
Abb. 7-16:	Trockensubstanz-Gehalte im BB der KA Tann	65
Abb. 7-17:	ISV der KA Tann von 1997-2001	66
Abb. 7-18:	Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung des ÜSS	67
Abb. 7-19:	Monatlicher Überschussschlammanfall im Zeitraum '97-'01	68
Abb. 8-1:	Stromkostenentwicklung der KA Tann von 1995-2001	72
Abb. 8-2:	Verbrauch an Gesamtkilowattstunden der KA Tann '96-'01	73
Abb. 8-3:	Entwicklung der Kosten für die Stromsteuer in €/MWh	74
Abb. 8-4:	Projektkostenbarwerte der KA Tann/Rhön im Vergleich	78
Abb. 8-5:	Jahreskosten der KA Tann/Rhön im Vergleich	79

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 2-1:	Mindestanforderungen gemäß deutscher Abwasserverordnung '97	3
Tab. 2-2:	Entwicklung des Phosphatgehalts in Wasch- und Reinigungsm.	5
Tab. 3-1:	Abwasserinhaltsstoffe	8
Tab. 3-2:	Reaktionswege der Abwasserreinigung	9
Tab. 7-1:	ÜSS-Produktion im Vergleich	68
Tab. 8-1:	Veranschlagbare Kosten für eine stationäre Fällmittelstation	70
Tab. 8-2:	Kostenentwicklung der Abwasserabgabe am Bsp. CSB	76

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Abb.	Abbildung
AbfG	Abfall-Gesetz
AbfKlärV	Abfall- und Klärschlammverordnung
AbwV	Abwasserverordnung
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
BB	Belebungsbecken
BGBI.	Bundes-Gesetz-Blatt
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
BSB₅	Biologischer Sauerstoffbedarf (Verbrauch nach 5 Tagen)
bzw.	beziehungsweise
C	Kohlenstoff
CH₄	Methan
CO₂	Kohlendioxid
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
dgl.	dergleichen
d.h.	das heisst
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
etc.	etcetera
EU	Europäische Union
EVU	Energieversorgungsunternehmen
EW	Einwohnerwert
Fa.	Firma
GK	Größenklasse
HT	Hochtarif
H₂	Wasserstoff
H₂S	Schwefelwasserstoff
H₂O	Wasser
HPWT	High-Performance-Wastewater-Treatment
ISV	Index Schlammvolumen
KA	Kläranlage
Kap.	Kapitel
KrWG	Kreislauf-Wirtschafts-Gesetz
KS	Klärschlamm
KWKG	Kraft-Wärme-Kopplungs-Gesetz

KWh	Kilo-Watt-Stunde
KVR	Kosten-Vergleichs-Rechnung
K₂Cr₂O₇	Kaliumdichromat
LAWA	Länder-Arbeitsgemeinschaft-Wasser
LW	Landwirtschaft
MBR	Membranbioreaktoren
Mwst.	Mehrwertsteuer
N	Stickstoff
N_{ges}	Gesamtmenge Stickstoff (bestehend aus organischem u. anorganischem Stickstoff)
N_{org}	organischer Stickstoff
N₂	Stickstoff
NH₄-N	Ammonium-Stickstoff
NH₄	Ammonium (Ion)
NK	Nachklärung
NKB	Nachklärbecken
NO₂	Nitrit (Ion)
NO₃	Nitrat (Ion)
NT	Niedertarif
O₂	Sauerstoff (Dioxid)
OTS	Organische Trockensubstanz
P	Phosphor
P_{ges}	Gesamtmenge Phosphor (bestehend aus organischem u. anorganischem Stickstoff)
PAC	Polyaluminiumchlorid
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PO₄-P	Phosphat(Ion)
P₂O₅	Phosphorpentaoxit
Q_{ab}	Abflussmenge
Q_{zu}	Zuflussmenge
RS	Rücklaufschlamm
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
S.	Seite
s.a.	siehe auch
SBR	Sequencing-Batch-Reaktor

SE	Schadeinheit
SO₃	Sulfit(Ion)
SO₄	Sulfat(Ion)
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
SV	Schlammvolumen
StromStG	Stromsteuergesetz
t	Tonne
Tab.	Tabelle
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TKN	Total Kjeldahl-Nitrogen-Concentration (Totaler Kjeldahl Stickstoff)
TS	Trockensubstanz
TÜV	Technischer Überwachungsverein
UGR	Umweltökonomischen Gesamtrechnungen
ÜSS	Überschussschlamm
VwV	Verwaltungsvorschrift
WHG	Wasser-Haushalts-Gesetz
WRRL	Wasser-Rahmen-Richtlinie
z.B.	zum B eispiel

1 Veranlassung und Zielsetzung

1.1 Veranlassung

Für künftige Generationen ist die ordnungsgemäße Abwasserbeseitigung eine wesentliche Voraussetzung für die Bewirtschaftung und Nutzung unserer Grund- und Oberflächengewässer. Dabei wurde eine Stabilisierung der Qualität der Oberflächengewässer und eine Verbesserung des Schutzes des Grundwassers im Jahre 2000 bestätigt. Zielstellung ist jedoch das Erreichen bzw. der Erhalt einer Fließgewässerqualität die mindestens der Güteklasse II (mäßig belastet und besser) in allen Gewässern entspricht. 1995 erreichten nur ca. 47% der biologisch klassifizierten deutschen Gewässer diesen Reinheitsgrad (BUNDESUMWELT-AMT, 2002).

Die zunehmenden Anforderungen an die Qualität der Abwasserreinigung in Kläranlagen (im folgenden KA) und ein steigendes Aufkommen an Klärschlamm haben einen Kostenanstieg bei der Abwasserreinigung verursacht. Diese sind von den Kommunen und letztlich von dem Bürger zu tragen. Ferner werden neue Verfahren notwendig, denn herkömmliche Prozesse werden den aktuellen Anforderungen oder gesetzlichen Auflagen nicht mehr gerecht.

Obwohl in den letzten Jahren ein sehr hoher Standard in der Klärtechnik erreicht und auch realisiert wurde, stehen dennoch viele Kläranlagen vor der Sanierung bzw. Erneuerung ihrer Anlagenteile. Verantwortlich dafür ist die Verschärfung der Grenzwerte, die zu einem Anstieg des Investitionsbedarfs auf der Abwasserseite führen, gleichzeitig jedoch den geforderten Qualitätsstandard im Umwelt- und Gewässerschutz erhöhen. Dies führt einerseits zu einem Anstieg der Entsorgungskosten für die Reststoffe und andererseits zu einem erhöhten Investitionsbedarf für die Verfahren der Abwasserreinigung.

Neue Verfahren müssen deshalb steigende Qualitätsstandards gewährleisten und sollten zugleich Kostensenkungen für die Betreiber der Kläranlage herbeiführen.

Davon betroffen sind vor allem kleinere Kläranlagen, die nicht in gleichem Maße über die Anlagen und Verfahrenstechnik eines Großklärwerks verfügen und deren individuelle Probleme spezifische Lösungen erfordern.

Da wesentliche Parameter, wie Abwasserzusammensetzung, -temperatur und -menge und demnach Schlammbelastung, Trockensubstanzgehalt, Schlammvolumina usw. insbesondere bei kleinen Kläranlagen Schwankungen unterliegen, sind optimale Betriebsbedingungen nur sehr schwer einzustellen.

Die Lebensbedingungen der Mikroorganismen in der biologischen Abwasserreinigung unterliegen einem sich ständig ändernden Milieu, welches eine permanente Anpassung der Mikroorganismen erfordert bzw. den Wirkungsgrad der Abwasserreinigung beeinträchtigt und/oder zu betrieblichen Störungen führen kann. Störungen der Biologie, die zeitweise, regelmäßig oder auch ständig auftreten können, wirken sich z.B. durch Bildung von abnormalem Schlamm, wie Schwimmschlamm und Schaumproduktion aus, was zu einer Beeinträchtigung der Funktionsweise der KA führen kann. Ziel muß es also sein, diese Art von Störungen durch gezielte Maßnahmen (Betrieboptimierung) zu verhindern.

1.2 Zielsetzung

Gegenstand dieser Diplomarbeit ist es, eine Übersicht über die Möglichkeiten der Optimierung von Belebungsanlagen mit Hilfe verschiedener Verfahren zu geben Kap.[3].

Hauptbestandteil bildet dabei die Untersuchung zur Optimierung der Belebtschlammanlage unter Verwendung der C-N-P-Strategie der Fa. He/ENTEC am Beispiel der Kläranlage Tann/Rhön. Als Vorgehensweise wird ein Vergleich der verfahrenstechnischen und betrieblichen Situation auf der KA Tann/Rhön zu den Zeitpunkten vor, während und nach der Hilfsmitteldosierung ENTEC 118/S als am Sinnvollsten erachtet Kap.[6].

Im weiteren Verlauf Kap. [7.1.1] werden Änderungen der Betriebsparameter, wie Luftzufuhr bzw. O₂-Konzentrationen bezogen auf die C-N-P-Frachten sowie Absetzverhalten, TS-Gehalt, Schlammalter und Ablaufwerte analysiert.

Die Kosten (Jahreskosten) für das Verfahren werden abschließend im Rahmen einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach LAWA verglichen und bewertet Kap.[8].

2 Gesetzliche Anforderungen an die Abwasserreinigung

Im Wesentlichen werden die Anforderungen an die Abwasserreinigung durch gesetzliche Vorschriften geregelt, die entweder aus Sicht des Gewässers immissionsbezogen sind oder aus Sicht des Abwassers emissionsbezogene Vorgaben an den Betreiber stellen.

Das deutsche Wasserrecht stellt jede Gewässerbenutzung und damit jede Abwassereinleitung im Besonderen unter ein grundsätzliches Verbot mit Erlaubnisvorbehalt. Die Rechtsgrundlage hierfür bildet das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts und der Allgemeinen Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift über die Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer.

2.1 Wasserhaushaltsgesetz, Abwasserverordnung und Abwasserabgabengesetz

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) bildet den übergeordneten gesetzlichen Rahmen zur Regelung der Abwasserreinigung. Im § 7 des WHG, bzw. explizit in der Abwasserverordnung, werden Mindestanforderungen entsprechend der Größenklasse einer Kläranlage für verschiedene Parameter genannt, die vom Kläranlagenbetreiber einzuhalten sind.

Proben nach Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlage	CSB mg/l	BSB ₅ mg/l	Anorg. N* mg/l	P _{ges} mg/l
Größenklasse I < 60 kg/d BSB ₅ (roh)	150	40	-	-
Größenklasse II 60 bis < 300 kg/d BSB ₅ (roh)	110	25	-	-
Größenklasse III 300 bis < 600 kg/d BSB ₅ (roh)	90	20	NH ₄ -N: 10	-
Größenklasse IV 600 bis < 6000 kg/d BSB ₅ (roh)	90	20	NH ₄ -N: 10 N _{ges} ** : 18	2
Größenklasse V > 6000 kg/d BSB ₅ (roh)	75	15	NH ₄ -N: 10 N _{ges} ** : 18	1

* Diese Anforderung gilt bei einer Abwassertemperatur von 12°C und größer im Ablauf des biologischen Reaktors einer Abwasserbehandlungsanlage. An die Stelle von 12°C kann auch die zeitliche Begrenzung vom 1. Mai bis 31. Oktober treten.

** Im wasserrechtlichen Bescheid ist eine höhere Konzentration bis 25 mg/l möglich, wenn die Verminderung der Gesamtstickstofffracht mindestens 70 % beträgt (24-h-Frachtvergleich)

Tab. 2-1: Mindestanforderungen gemäß deutscher Abwasserverordnung vom 21.03.1997

2.2 Das Detergentiengesetz

Der Erfolg eines jeden Verfahrens hängt im wesentlichen von den Schlammeigenschaften des belebten Schlammes ab. Während Schlammprobleme (vor allem Schäume) in den fünfziger Jahren vorzugsweise auf die vermehrte Belastung durch biologisch schlecht abbaubare Tenside anthropogenen Ursprungs zurückzuführen war, sind die heute auftretenden Schlamm- und Schwimmschlammprobleme hauptsächlich biologischen Ursprungs. Nach dem Inkrafttreten des 1. Detergentiengesetz von 1961 reduzierten sich die tensidbestimmten Schlammprobleme entscheidend.

Waschmittelhersteller mußten diese nun mit unverzweigter Seitenkette synthetisierten und mindestens 80% der Tenside eines Waschmittels mußten biologisch abbaubar sein. Daraufhin verbesserte sich die biologische Abbaubarkeit erheblich und die Schlamm- und vor allem Schaumprobleme verschwanden von den Gewässern. Dennoch führte die Entdeckung des Zusammenhangs des Nährstoffeintrags und phosphathaltigen Waschmitteln in den 70er Jahren zu erneutem Aufsehen. Damals wurde der Begriff der „Eutrophierung“ geprägt.

Eutrophierung (eutroph = nährstoffreich) ist eine abgeleitete Bezeichnung die den Zustand von Gewässern, die einen erhöhten Nährstoffgehalt aufweisen, kennzeichnet.

Grundlegender Eutrophierungsfaktor ist die Einbringung von Waschmittelphosphaten und phosphatreichen Düngemitteln. Diese verstärkten das Algenwachstum der Gewässer sowie die von den Algen lebenden Tiere. Dementsprechend vermehren sich alle Folgeglieder der Nahrungskette stärker und Folge dessen ist ein erhöhter Organikanteil im Gewässer, der einen verstärkten Sauerstoffbedarf zur Konsequenz hat. Letztlich werden aerobe Abbauprozesse durch anaerobe ersetzt und Fäulnisbakterien setzen giftige Gase wie Ammoniak, Methan und Schwefelwasserstoff frei und es kommt zu Artensterben.

2.3 Die Phosphathöchstmengenverordnung

Erst durch die zweite Rechtsverordnung (BGBl. 1980 I S. 646) über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln (Phosphathöchstmengenverordnung) löste sich das Problem der Eutrophierung.

Die zulässige Phosphathöchstmenge in Wasch- und Reinigungsmitteln wurde in den 80er Jahren drastisch reduziert. Heute sind praktisch nur noch phosphatfreie Waschmittel auf dem Markt.

Phosphor wurde in den Katalog der Schadstoffe des Abwasserabgabengesetzes vom 06.11.1990 übernommen.

Jahr	Phosphatgehalt bezogen auf 1980
1980	100 %
1981	75 %
1984	50 %
1987	33 %
2000	Nahezu 0%

Tab. 2-2: Entwicklung des Phosphatgehalts in Wasch- und Reinigungsmitteln

2.4 Die Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL)

Wie schon in Kap.1 erwähnt, ist das primäre Ziel das Erreichen eines „guten Zustandes“ aller Gewässer, wobei der Begriff „*guter Zustand*“ durch alle EU-Mitgliedsstaaten mit beeinflusst wird und die Definition dieser Kriterien möglichst unabhängig von politischen und/oder wirtschaftlichen Faktoren erarbeitet werden soll.

Endgültiges Ziel der WRRL ist die Behebung der gespaltenen und widersprüchlichen Anwendung des europäischen Wasserrechts aus Sicht des Gewässers.

Die neue Wasser-Rahmen-Richtlinie (2000/60/EG) ist im Dezember 2000 in Kraft getreten und bezweckt sowohl die Sicherstellung einer guten ökologischen Qualität der Oberflächengewässer als auch einen bestmöglichen Schutz des Grundwassers. Die kontinuierliche Anwendung von Emissionsbegrenzungen und Qualitätsstandards ist ein wesentlicher Bestandteil der vorgeschriebenen Maßnahmen.

2.5 Klärschlammverordnung (AbfKlärV)

Die Verordnung wurde im Jahre 1982 erlassen und zum 01.07.1992 (BGBl. I S. 912) überholt. Sie regelt das Aufbringen von Klärschlamm aus Abwasserreinigungsanlagen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen.

Klärschlamm ist der bei der Behandlung von Abwasser in Abwasserbehandlungsanlagen einschließlich zugehöriger Anlagen zur weitergehenden Abwasserreinigung anfallende

Schlamm - entwässert, getrocknet oder in sonstiger Form behandelt.

Rohschlamm ist Schlamm, der Abwasserbehandlungsanlagen unbehandelt entnommen wird. Die Entwässerung von Rohschlamm gilt nicht als Behandlung von Klärschlamm. In Kleinkläranlagen anfallender Schlamm gilt als Klärschlamm im Sinne dieser Verordnung. Als Klärschlamm im Sinne dieser Verordnung gelten auch Klärschlammkomposte und Klärschlammgemische. Klärschlammgemische sind Mischungen aus Klärschlamm mit anderen Stoffen. Die betroffenen Stellen wirken darauf hin, daß die in dieser Verordnung genannten Grenzwerte soweit wie möglich unterschritten werden.

Die in der Verordnung genannten Bodengrenzwerte wurden für die spezifischen Bedingungen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung festgelegt. Generelle Anbaubeschränkungen oder Beschränkungen anderer Art lassen sich aus dem Erreichen oder Überschreiten der Werte nicht ableiten. Die Verordnung bestimmt jedoch, daß der Klärschlamm vorher entkeimt wird und setzt für sieben Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) Höchstmengen fest. Des weiteren regelt sie die Zeitabstände, in denen der Klärschlamm aufgebracht werden kann und begrenzt die jährliche Menge. Das Aufbringen von Klärschlamm auf Gemüse- und Obstanbauflächen sowie auf Dauergrünland und forstwirtschaftlich genutzten Böden ist verboten.

Die Vorschriften des Düngemittelrechts bleiben unberührt (AbfKlärV, 1992).

3 Verfahrenstechnische Grundlagen zur Funktionsweise einer KA

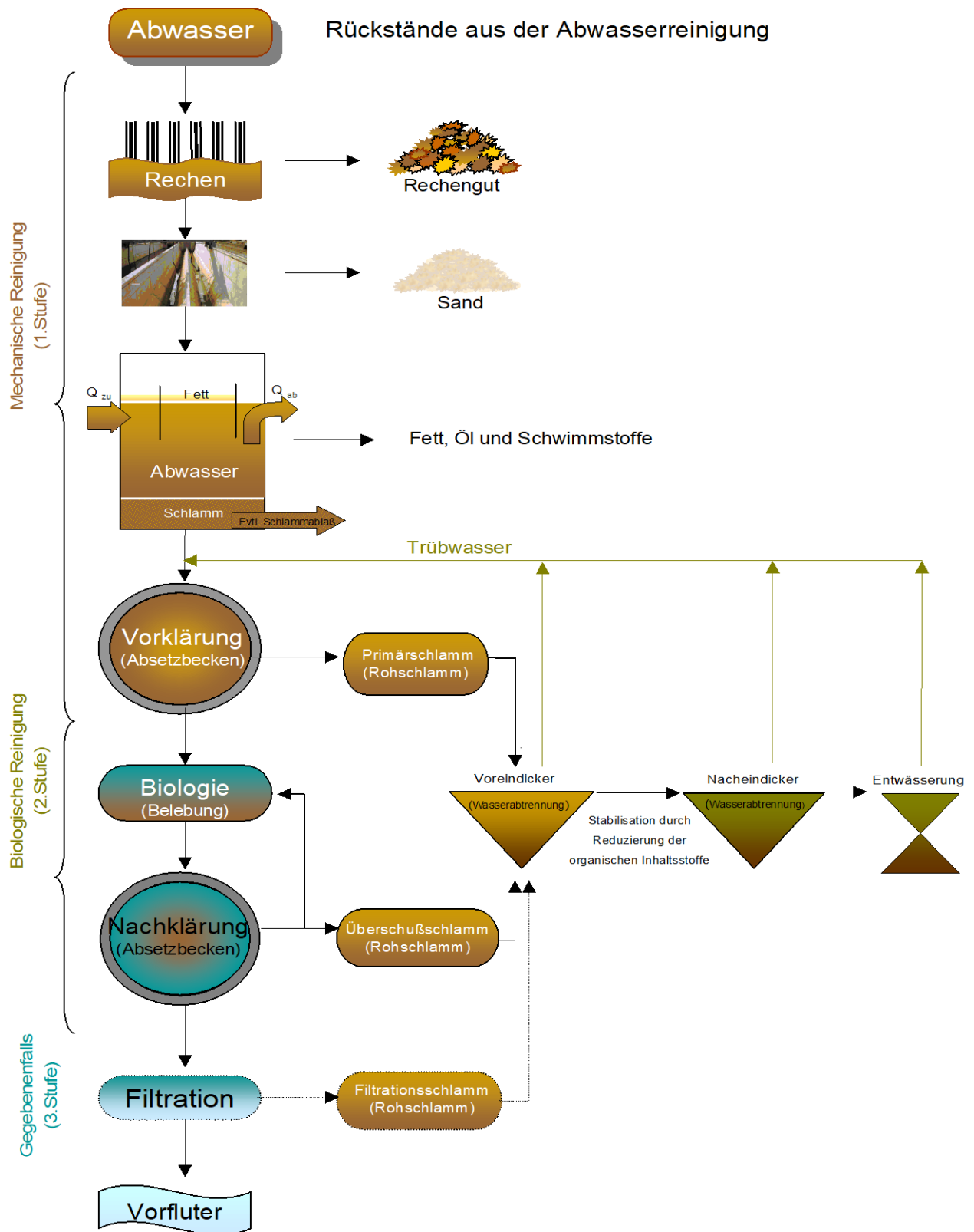


Abb. 3-1 Verfahrensfliessbild zu Stoffströmen einer Kläranlage

3.1 Biologisch-Chemische Grundlagen

Das Abwasser, das eine Kläranlage erreicht, enthält ungelöste und gelöste Schmutzstoffe, wobei ein Teil der ungelösten Stoffe absetzbar ist und mechanisch abgeschieden werden kann. Des Weiteren wird unterschieden nach der chemischen Beschaffenheit in organische und anorganische Bestandteile. Eine Schädwirkung auf die Lebensgemeinschaft in Gewässern ist möglich und meist auch tatsächlich vorhanden. Die häufigsten Abwasserschäden sind Sauerstoffmangel, Geruch, Schlammablagerungen, Versalzungen oder Vergiftungen durch Chemikalien, pathogene Keime unter denen sich auch Krankheitserreger befinden und Eutrophierung [Kap.2.2] Folgende Tabelle beschreibt die Wirkungen schädlicher Inhaltsstoffe von kommunalem Abwasser auf die Gewässer und deren Eliminationsmethoden.

Stoffgruppe	Auswirkungen auf das Gewässer	Eliminationsverfahren
1 Absieb- und absetzbare Stoffe	Schlammablagerungen, Fäulnisvorgänge, Sauerstoffentzug	Siebung, Sedimentation
2 Nichtabsetzbare, gelöste oder suspendierte biologisch abbaubare organische Stoffe	Sauerstoffentzug	Biologische Verfahren: Belebungsbecken, Tropfkörperanlage
3 Ammoniak im Ablauf biologischer Anlagen	Sauerstoffentzug, Giftwirkung auf Fische, Erhöhter Aufwand bei der Trinkwasseraufbereitung	Biologische Nitrifikation: Belebungsbecken, Tropfkörperanlage, chemisch-physikalische Strippung
4 Abfiltrierbare Stoffe im Ablauf biologischer Anlagen	Sauerstoffentzug	Mikrosiebung, Filtration
5 Gelöste anorganische Pflanzennährstoffe (Nitrat, Phosphat)	Eutrophierung der Gewässer, Sauerstoffzehrung	Nitrat: biologische Nitr- und Denitrifikation Phosphat: Chemische Flockungsfiltration, Biologische P-Elimination
6 Gelöste biologische resistente organische Stoffe	Vergiftung, Verödung, Akkumulation in den Nahrungsketten	Aktivkohleabsorption, chemische Oxidation
7 Gelöste anorganische Stoffe		Ionenaustausch, Elektrodialyse, Umkehrosmose, Destillation
8 Pathogene Mikroorganismen	Verschlechterung der hygienischen Beschaffenheit	Desinfektion: Chlor, Ozon

Tab. 3-1: Abwasserinhaltsstoffe (nach HOSANG/BISCHOF, 1998)

Um das Abwasser dem natürlichen Kreislauf zurückführen zu können, müssen vom Kläranlagenbetreiber sämtliche Anstrengungen unternommen werden, um das Gefahrenpotential der Abwasserinhaltsstoffe auf ein für Flora und Fauna erträgliches Maß zu reduzieren. Dieses definiert sich aus den Gegebenheiten (z.B. Art des Vorfluters) und den gesetzlichen Vorschriften (WHG). Das heißt neben der Abtrennung von Feststoffen und der gelösten Be-

standteile im kommunalen Abwasser sind die wesentlichen Ziele der Abwasserreinigung vor allem der Abbau der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphatverbindungen.

		ANAEROB			AEROB
C	⇒	CH ₄	⇒		CO ₂
H	⇒	H ₂	⇒		H ₂ O
O	⇒		⇒		O ₂
N	⇒	NH ₄	⇒		NO ₂ , NO ₃ , N ₂
S	⇒	H ₂ S	⇒		SO ₃ , SO ₄
P	⇒		⇒		P ₂ O ₅

Tab. 3-2: Reaktionswege der Abwasserreinigung

3.2 Darstellung und Erläuterung der abwasserspezifischen Zulaufparameter

Den Hauptbestandteil häuslichen Abwassers stellt Wasser (> 99% H₂O) mit einem großen Anteil an organisch und anorganischen Verbindungen in gelöster und ungelöster Form dar. Im Allgemeinen ist für die Funktionskontrolle kommunaler Kläranlagen die Bestimmung summarischer Kenngrößen ausreichend. Die wichtigsten Parameter werden im Folgenden kurz dargestellt und erläutert.

3.2.1 Abwassertemperatur

Die Temperaturmessung dient zum Einen der reinen Überwachung und zum Anderen der prozeßtechnischen Regelung. Sowohl der biologische Abbau der organischen Stoffe im Belebungsbecken als auch die Löslichkeit von Sauerstoff im Abwasser wird durch die Temperatur wesentlich mitbestimmt. Diese unterliegen jahreszeitlichen Schwankungen. Diese Messungen lassen Rückschlüsse auf die Nitrifikation zu, da mit abnehmender Temperatur die biologischen Vorgänge der Nitrifikation und Denitrifikation (Kap. 2.5.1) zurückgehen. Aufgrund dessen müssen Stickstoffgrenzwerte im Kläranlagenablauf nur bei Wassertemperaturen $\geq 12^{\circ}\text{C}$ eingehalten werden.

Dennoch hat die Praxis gezeigt, daß trotz Reduktion der Aktivität der Mikroorganismen (Wachstumsrate) und folglich aller biochemischen Reaktionen der Einfluß der Temperatur auf die Abwasserreinigung von häuslichen Abwässern relativ gering ist.

3.2.2 pH-Wert

Neben der Molekülgröße und -form ist für die Aufnahme von Fremdstoffen auch die Ionisation (Ladung) der Chemikalien wichtig. Im Allgemeinen sind Ionen nicht bzw. nur bedingt lipidlöslich (fettlöslich) und können daher nicht durch die Zellmembran diffundieren (eindringen). Der pH-Wert beeinflusst diesen Vorgang, wobei ein pH-Wert zwischen 7,2 und 7,8 den biologischen Abbau begünstigt. Der pH-Wert des Abwassers ist ein Maß für die Aktivität der H⁺-Ionen die sich definiert als $1 \text{ pH} = -\log a(\text{H}^+)$ und bildet somit ein Maß für die Säure- und Basekonzentration. Stoffe beider chemischer Klassen werden als "aggressive" Substanzen bezeichnet. An Werkstoffen rufen sie Korrosionen hervor und Mikroorganismen der biologischen Abwasserreinigung tolerieren häufig nur Lebensbedingungen in engen pH-Wert-Grenzen (zwischen 5 und 9).

Aufgrund dessen muß Abwasser, das in die Kanalisation oder in einen Vorfluter eingeleitet werden soll, bestimmte Grenzwerte einhalten.

Gemessene pH-Werte dürfen nicht gemittelt werden, sondern sind nur durch genaue Berechnungsformeln ermittelbar. Aus diesem Grund werden im Allgemeinen der niedrigste und höchste pH-Wert angegeben.

3.2.3 Biologischer Sauerstoffbedarf – BSB

BSB steht für "biologischer Sauerstoffbedarf" und beschreibt die Maßzahl für die Menge an gelöstem Sauerstoff, die zum biologischen Abbau organischer Stoffe im Abwasser benötigt wird. Im Allgemeinen wird dabei der BSB₅ ermittelt. Dieser gibt die Menge an Sauerstoff im mg/l an, die Mikroorganismen in einer Wasserprobe innerhalb von 5 Tagen bei 20°C durch Oxidation (aerob) beim biologischen Abbau verbrauchen. Der BSB ist ein Maß für die Summe aller biologisch leicht abbaubaren organischen Stoffe im Wasser, wird als Abgabeparameter im Ablauf einer Kläranlage ermittelt und dient gleichzeitig der Feststellung der Wirksamkeit/Reinigungsleistung einer KA.

3.2.4 Chemischer Sauerstoffbedarf – CSB

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist ein wichtiges Maß für die Summe aller organischen Stoffe im Wasser, einschließlich der schwer abbaubaren. Der CSB-Wert kennzeichnet die Menge an Sauerstoff in mg/l oder g/m³, welche zur Oxidation der gesamten im

Wasser enthaltenen organischen Stoffe verbraucht wird. Als chemisches Oxidationsmittel wird üblicherweise Kaliumdichromat ($K_2Cr_2O_7$) verwendet (DIN 38 409, 1980), welches die biologisch leicht und schwer abbaubaren und auch die biologisch nicht abbaubaren organischen Stoffe zersetzt. Organische, und einige wenige anorganische Verbindungen, werden vollständig zu Kohlendioxid umgesetzt. Wie auch der BSB dient der CSB der Berechnung und der Kontrolle der Reinigungsleistung einer KA. Er ist ferner einer der Parameter, die bei den nach dem Abwasserabgabengesetz erhobenen Abgaben berücksichtigt werden.

Bei häuslichem Abwasser wird im Mittel mit einem CSB von 500 mg/l im Zulauf und ca. 330 mg/l nach erfolgter mechanischer Reinigung gerechnet. Somit ist der CSB-Wert etwa 1,5 mal höher als der BSB₅-Wert der gleichen untersuchten Wasserprobe.

Werte > 500 mg/l deuten wiederum auf schwer abbaubare organische Stoffe im Abwasser hin.

3.2.5 BSB₅/CSB-Verhältnis

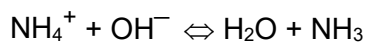
Durch den Vergleich von CSB und BSB kann die biologische Abbaubarkeit organischer und persistenter Stoffe beurteilt werden.

Persistente Stoffe werden solche Stoffe genannt, die ihrem Abbau Widerstand entgegensetzen. Häufig handelt es sich dabei um schwer abbaubare Stoffe wie z. B. viele organische Chlorverbindungen (so zum Beispiel polychlorierte Biphenyle (PCB), die in Klebstoffen, Imprägniermitteln und Dichtungsmassen enthalten sind), die in der natürlichen Umwelt nur sehr schwer zu ungiftigen anorganischen Stoffen (z.B. Kohlendioxid und Wasser) umgewandelt werden können. Persistente Stoffe sowie deren Um- und Abbauprodukte, sind äußerst stabil und können über die Nahrungskette in die Organismen eindringen und diese schädigen.

Ist der BSB gleich oder nur geringfügig kleiner als der CSB, dann handelt es sich um biologisch gut abbaubare Stoffe. Ist der CSB jedoch wesentlich größer, so sind die enthaltenen Stoffe entweder persistent, d.h. lange in der Umwelt verbleibend, oder für die Mikroorganismen des Testsystems toxisch. Bei häuslichem/kommunalem Abwasser liegt das BSB₅/CSB-Verhältnis bei ca. 0,5. Höhere Verhältnisse von > 0,5 deuten auf gute biologische Abbaubarkeit hin. Werte unter 0,5 weisen auf persistente Verbindungen hin, wobei die Biologie infolge toxischer Einflüsse, Mineralsalz-mangel und/oder langsam verlaufenden Anpassungen der Mikroorganismen gehemmt oder verzögert wird.

3.2.6 Ammonium-Stickstoff - (NH₄-N)

Ammonium ist in der Regel im Grundwasser nicht anzutreffen und damit ein geeigneter Kontrollparameter bei der Betrachtung der Wassergüte, da die Anwesenheit von Ammonium auf die Zersetzung organischen Stickstoffs und somit unzureichend geklärtes Abwasser hindeutet. Im Rohabwasser befinden sich ca. 40-80 mg/l organisch gebundener Stickstoff, wobei dessen Verbindungen vorrangig von den natürlichen Ausscheidungen des Menschen stammen und größtenteils in der Kanalisation bzw. der Belebung der KA von Bakterien unter Sauerstoffverbrauch in Ammonium umgewandelt werden. Ca. 60-90% davon ist Ammonium-Stickstoff, der beim Abbau von Eiweiß entsteht. Abhängig vom pH-Gehalt und der Wassertemperatur kann ein Teil des Ammoniaks als giftiges Ammoniak frei gesetzt werden. Die Entstehung von giftigem Ammoniak (Fischgift!) entsteht durch folgende Reaktion:



Da hohe Ammoniak- und Nitritkonzentrationen toxisch auf die Umwelt einwirken können, sollten diese auf ein unschädliches Minimum reduziert werden.

In der Abwasserverordnung wurde dieser Wert, abhängig von der Ausbaugröße einer KA geregelt [Tab. 2-1].

3.2.7 Phosphor

Im kommunalen Abwasser liegen eine große Anzahl von gelösten und ungelösten organisch und anorganischen P-Verbindungen vor, welche nicht schädlich für die Kanalisation oder KA sind, jedoch großen Einfluß auf die Oberflächengewässer haben (P = Nährstoff ⇒ Eutrophierung).

Im Anhang 1 der Rahmen-Abwasser-VwV wurde deshalb die Einhaltung der Phosphor-Grenzwerte für Kläranlagen ab 1.200 kg BSB₅/d festgeschrieben. Dennoch ist der Phosphor ein Parameter der im Ablauf ermittelt und je Schadeinheit (3 kg P = 1 SE) abgerechnet wird. Aus diesem Grund ist jeder Kläranlagenbetreiber bestrebt möglichst geringe Ablaufwerte zu erzielen.

3.3 Die Mechanische Reinigung

Bezogen auf den biochemischen Sauerstoffbedarf beträgt die Reinigungsleistung der mechanischen Reinigung, je nach Verfahren, ca. 30% (Schneider, 2000, S.13.119). Ungelöste Stoffe wie Sand, Grob und Schwimmstoffe werden durch 2-3 mechanische Reinigungsstufen, die sich aus Rechen, Sandfang und Vorklärbecken (bei Anlagen ab 20.000 EW) zusammensetzen, befreit.

3.3.1 Regenüberlaufbecken

Je nach Tageszeit und Witterungsverhältnissen unterliegt die Abwassermenge starken Schwankungen. Wird dem Zulauf zum Beispiel durch starke Regenfälle zuviel Abwasser zugeführt, so fängt ein vorgeschaltetes Regenüberlaufbecken (RÜB) die erhöhte Wassermenge auf und drosselt entsprechend der Kläranlagenkapazität den Zufluß zur KA. Bei Auslastung des RÜB's läuft das überschüssige Abwasser ungeklärt in verdünnter Form in den Vorfluter.

3.3.2 Rechen

Die Rechenanlage im Kläranlagenzulauf hat im wesentlichen zwei Aufgaben:

Zum Einen die Entfernung absiebbarer Feststoffe ("Rechengut") und zum Anderen den Schutz nachfolgender Anlagen (Becken, Maschinen, Pumpen).

Der Rechenrost, dessen Stäbe in gleichem Abstand zueinander angeordnet und mit unterschiedlichem Neigungswinkel in Fließrichtung in das erweiterte offene Zulaufgerinne fest eingebaut ist, übernimmt die Hauptaufgabe. Die Räumung erfolgt durch einen Rechenkamm, der zwischen die Stäbe greift und das Rechengut von unten nach oben abstreift. Das abfallende Rechengut kann nun gewaschen und in einer Rechengutpresse entwässert werden. Anschließend wird es in Rechengutcontainer befördert und auf die Deponie verbracht.

3.3.3 Sandfang

Im Sandfang wird die, im Abwasser unvermeidlich enthaltene, Sandfraktion (d.h. mineralische Bestandteile bis zu einem Grenzkorndurchmesser von 0,1 mm (ROSENWINKEL, 2001)) durch Sedimentation abgetrennt. Sand hat eine hohe Verschleißwirkung auf

Maschinen, stört im Zulauf der Vorklärbecken, in den Schlammtrichtern der Becken und bildet, wenn vorhanden, im Faulraum feste, sedimentierte Massen die dann kostenintensiv entfernt werden müssen.

Die Fließgeschwindigkeit im Sandfang wird durch Erweiterung und Länge des Fließquerschnitts so weit reduziert, daß sich körnige Sinkstoffe absetzen und am Beckenboden mit einem Balkenräumer zu einer Pumpe geschoben werden können. Je nach Sandfangtyp wird die Sandabtrennung durch eine Belüftung des Abwassers unterstützt. Der so anfallende Sand wird deponiert oder gereinigt und klassiert und kann dann zum Beispiel im Baubereich verwendet werden.

Da Öle und Fette von ihrem spezifischen Gewicht her leichter sind als Wasser, wird der Sandfang mit einem Öl- und Fettabscheider kombiniert. Dieser wird mehrmals im Jahr durch ein Entsorgungsunternehmen gereinigt und der Inhalt abgefahren.

3.3.4 Vorklärbecken

Die im Sandfang nicht zurückgehalten Feststoffpartikel mit einem spezifischen Gewicht schwerer als Wasser und die biologisch abbaubaren, fäulnisfähigen Verbindungen setzen sich im Vorklärbecken durch Sedimentation nach unten ab.

Die Sedimentation wird durch Reduktion der Fließgeschwindigkeit auf 2 cm/s erreicht. Der sedimentierte Schlamm wird mit einem Bandräumer in Schlammtrichter geschoben und abgepumpt. Der Bandräumer besteht aus Räumbalken, die auf einer an den beiden Seitenwänden umlaufenden Kette über den Boden gezogen werden. Die Kette hebt die Räumbalken in die Nähe der Wasseroberfläche und führt sie dort wieder ans Beckenende zurück. Dieser Primär- oder Frischschlamm wird der Schlammbehandlung zugeführt (Voreindicker und Faulbehälter). Das vom Schlamm gereinigte Abwasser fließt aus dem Vorklärbecken in das Belebungsbecken, wo es einer biologischen Reinigung unterzogen wird. Die in der biologischen Reinigung ablaufenden Prozesse setzen von Natur aus bereits im Vorklärbecken ein.

3.4 Die Biologische Reinigung

Etwa ein Drittel der im Abwasser mitgeführten Schmutzmenge wird durch die mechanische Reinigung entfernt. Im Abwasser zurück bleiben noch gelöste, meist organische Stoffe, die in der biologischen Behandlung veratmet bzw. inkorporiert werden.

Neben den biologischen Abbauprozessen finden parallel hierzu auch biochemische Reaktionen, vor allem der Abbau organischer Abwasserbestandteile statt. Dieser 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. Bei störungsfreiem Prozeß, das heißt solange die Mikroorganismen vor Säuren, Laugen und anderen toxischen Stoffen geschützt sind und ihnen mit dem Abwasser stets neue Nahrung und genügend Sauerstoff zugeführt wird, kann das Abwasser in ausreichend bemessenen und sorgfältig betriebenen mechanisch-biologischen Kläranlagen (nach den Angewandten Regeln der Technik) so weit gereinigt werden, daß Fische darin leben können. Im Allgemeinen werden in Kläranlagen nur etwa 90 % der Schmutz- bzw. Schadstoffe und Krankheitserreger aus dem Abwasser entfernt. Vor allem dort, wo die Belastung aus kommunalem oder industriellen Abwasser hoch ist und die Selbstreinigungskraft des aufnehmenden Gewässers (Vorfluter) übersteigt, wird eine weitergehende Abwasserreinigung durch technisch intensivierete biologische Selbstreinigung (z.B. Füllkörper, Oberflächenbelüfter) notwendig. Als klassische Verfahren kommen das Belebungsverfahren, seltener das Tropfkörperverfahren zur Anwendung. Den Erfordernissen der weitergehenden Reinigung angepaßt, weiterentwickelt und optimiert wurde vor allem das klassische Belebungsverfahren. Tropfkörper werden im Folgenden nicht weiter betrachtet, da sie nicht dem Stand der Technik entsprechen.

3.4.1 Belebungsverfahren

Das Belebungsverfahren in der Klärtechnik ist ein dem natürlichen Selbstreinigungsprozeß der Gewässer nachempfundenen Verfahren, bei dem kontrolliert konzentrierte biologische Auf- und Abbauvorgänge stattfinden. Durch die Stoffwechselfvorgänge der Mikroorganismen im

Belebtschlamm werden die Schmutzstoffe auf zwei Wegen aus dem Abwasser entfernt. Die organischen Wasserinhaltsstoffe werden aufgenommen und in Biomasse (Belebtschlammflocken) umgewandelt, bzw. veratmet und anschließend im Nachklärbecken durch Sedimentation von dem gereinigten Abwasser getrennt und als Überschussschlamm aus dem System entfernt. Im Vergleich zum natürlichen Gewässer befindet sich im Abwasser eine hohe Rate an organischen Stoffen. Um diese zu verstoffwechseln, muß sowohl die Konzentration der Mikroorganismen als auch die Sauerstoffzufuhr vergrößert werden. Der dazu benötigte Sauerstoff wird durch ein Belüftungs- und Durchmischungssystem in das Abwasser

eingeblassen. Die Belebtschlammflocken, in denen die Mikroorganismen eingeschlossen sind, werden so aufgewirbelt und mit Sauerstoff angereichert. Ein Teil wird unter Sauerstoffverbrauch und Energiegewinn (Energiestoffwechsel) zu anorganischen Endprodukten wie H_2O , CO_2 , Nitrat, Sulfat u.ä. umgesetzt.

3.4.1.1 Sauerstoffzufuhr

Um den Mikroorganismen im Belebungsbecken (BB) den zur Reinigung benötigten Sauerstoff zur Verfügung zu stellen, ist es notwendig daß die Sauerstoffzufuhr im Belebungsbecken stets größer ist als der Verbrauch. Dabei ist es nicht erforderlich den Sauerstoffgehalt auf mehr als 0,5 mg/l zu erhöhen, sondern nur so viel Sauerstoff im BB zu halten, daß eine optimale Versorgung im aeroben Milieu der Mikroorganismen und somit Reinigungsleistung erzielt werden kann. Steuerbare Belüfter und Rührwerke halten das Schlamm-Bakteriengemisch in Bewegung. Das so bewegte Abwasser fördert unter anderem durch Herabsetzen der Grenzfläche Schlammflocke / Mikroorganismen die Atmung und das Wachstum derer.

Im Allgemeinen wird die Sauerstoffzufuhr über den bestehenden Nitrit-/Nitratgehalt (NO_x -) geregelt. Nach Beendigung der belüfteten Phase kommt es jedoch zum Absinken des Sauerstoffgehaltes, zum Einen durch den permanenten Zulauf von Abwasser und zum Anderen durch die einsetzende Denitrifikation, bei der mit dem Nitrat ein oxidiertes Stoff entfernt wird. Wird der Sauerstoffeintrag in der Belebung soweit runtergefahren, daß kein Sauerstoffüberschuß mehr meßbar ist, erfolgt die Steuerung der Dosiervorgänge durch das Redoxpotential. Mit Hilfe spezieller Elektroden wird dabei die meßbare Spannung reduzierter bzw. oxidierter Substanzen in Milli-Volt [mV] angegeben.

3.4.1.2 Kohlenstoffelimination

Die wichtigsten entscheidenden Milieubedingungen für die Bakterienpopulation im Belebungsbecken sind der Sauerstoffgehalt, die Schlammbelastung und die Abwasserbeschaffenheit. Diese Bedingungen unterscheiden sich von Kläranlage zu Kläranlage. Dadurch ist die Bestimmung eines eindeutig definierten Behandlungsverfahrens nahezu unmöglich. Belebtschlamm kennzeichnet sich durch eine Mischkalkulation aus, welche sich aus den verschiedensten Mikroorganismen zusammensetzt und überwiegend aus flockenbildenden, einzelligen Bakterien besteht. Mit Hilfe von (wenigen) fadenförmigen Bakterien, die als

Gerüstbildner und Stabilisatoren fungieren, bilden sich im voll durchmischten Belebungsbecken kompakte Belebtschlammflocken aus, die den Scherkräften im turbulent durchmischten Belebungsbecken widerstehen. Gleichzeitig existiert zwischen den einzelnen Mikroorganismen eine kontinuierliche Wachstumskonkurrenz, die derjenigen Spezies, die sich am Besten durchsetzen bzw. an das jeweilige Milieu anpassen kann einen entscheidenden Überlebens- bzw. Vermehrungsvorteil bietet (Verdrängungswettbewerb (LI, H.-Q., 2000)).

Neben der Belüftungszeit und der BSB₅-Raumbelastung ist für den Betrieb von Belebungsanlagen vor allem die Schlammbelastung von Bedeutung. Diese definiert sich durch das Verhältnis der täglichen BSB₅-Raumbelastung zu der im Belebungsbecken vorhandenen Belebtschlammmenge:

Schlammbelastung = [kg BSB₅ pro Tag/kg Trockensubstanz des Belebtschlammes]

Unter Raumbelastung versteht man die täglich jedem m³ der Belebungsstufe zugeführte Menge an Schmutzstoff in BSB₅:

Raumbelastung = [kg BSB₅/ m³ d]

Das Abwasser läßt sich nur dann vollständig reinigen, wenn die tägliche Schlammbelastung weniger als 0,3 kg BSB₅/kg TS beträgt.

Bei einem Verhältnis BSB₅/kg TS > 0,3 erzielt man nur noch eine Teilreinigung, da die hohe Versorgungsmenge an Nährstoffen zu einer zügellosen Vermehrung von schnellwachsenden Mikroorganismen führt und diese, im Vergleich zur langsam wachsenden jedoch hochorganisierten Spezies, nur einen geringen Anteil der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen zum Aufbau von Zellsubstanz (Organik) nutzen.

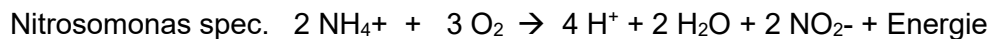
Ca. 80% werden zu Kohlendioxid, Ammonium- und Phosphationen umgewandelt.

Eine Belastung < 0,3 kg BSB₅/kg TS begünstigt hingegen eine Mineralisation der Nährstoffe. Durch Selbstaflösung von mikroorganismeneigenem Eiweiß (Autolyse) werden unerwünschte Stoffwechselprodukte wie NH₄ und PO₄ gebildet und die zur Denitrifikation benötigten energiereichen Kohlenstoffe zu CO₂ veratmet. Dadurch vermindert sich der Gehalt an aktiven Mikroorganismen (Biomasse) im Belebtschlamm, was zur Folge hat, daß die Schlammbelastung steigt und sich das Absetzverhalten verschlechtert. Zusätzlich vermindert sich die Methan-Produktion durch die aufwendige Oxidation energiereicher Substanzen und vermindert so die Biogaserzeugung im Faulturm.

3.4.1.3 Nitrifikation

Nach der Kohlenstoffoxidation findet in einer 2. Phase die Nitrifikation statt. Dabei werden die im Abwasser befindlichen Stickstoff-Verbindungen (vor allem Ammonium NH_4) durch Bakterien unter aeroben Bedingungen abgebaut/zersetzt. Diese werden durch nitrifizierende Bakterien über Nitrit- zu Nitrat-Ionen oxidiert.

Die Nitrifikation erfolgt im wesentlichen durch 2 Bakteriengruppen und in 2 Schritten; Nitritation (Nitritbildung) und der Nitratation (Nitratbildung). In einem ersten Schritt wird Ammonium von sogenannten Ammoniumoxidanten „Nitrosomonas spec.“ in Nitrit NO_2 umgewandelt



Nitrit dient dann der zweiten Bakteriengruppe als Elektronen-Donator, d.h. die Bakterien nutzen Nitrit zur Veratmung von Sauerstoff und bilden Nitrat NO_3



Der Verlauf der Nitrifikation wird stark von der Abwassertemperatur und dem pH-Wert beeinflusst. Für eine optimale Wirkungsweise der Nitrifikanten wäre eine Temperatur von 28-36°C und ein pH-Wert von 7,5-8,3 notwendig. Bei einer Abwassertemperatur < 5°C findet keine Nitrifikation mehr statt und damit können die Anforderungen an die Abwasserreinigung z.B. im Winter, nicht eingehalten werden.

3.4.1.3.1 Denitrifikation

Das als Pflanzennährstoff wirkende Nitrat sollte nicht in größeren Konzentrationen dem natürlichen Gewässersystem zugeführt werden, da dies zur Eutrophierung beiträgt.

In einem anoxischen/aeroben Abschnitt (kein gelöster, aber gebundener Sauerstoff) des Belebungsbeckens werden die Nitrat-Ionen in einem Denitrifikationsvorgang durch sogenannte Denitrifizierer (Pseudomonas) hauptsächlich zu molekularem Stickstoff N_2 abgebaut, wobei bei dieser mikrobiellen Umsetzung Zwischenprodukte wie Nitrit NO_2 oder Stickoxide N_2O bzw. NO entstehen können. Unter Verwertung organischer Kohlenstoffquellen für den Aufbau von Körpersubstanz, sind heterotrophe Bakterien in der Lage, gelösten Stickstoff zu veratmen, indem sie den im Nitrat gebundenen Sauerstoff an Stelle des freien, gelösten

Sauerstoffs verwenden. Dieser entweicht in die Atmosphäre und infolgedessen werden 60-90% des Gesamtstickstoffs dem Abwasser entzogen.

Die vereinfachte Reaktionsgleichung lautet:



Für Mikroorganismen wäre ein Nährstoffverhältnis von C:N:P = 100:5:1 ideal. Allerdings ist Kohlenstoff in der Regel der limitierende Faktor, was sich besonders bei der Denitrifikation bemerkbar macht. Um den Gehalt an Kohlenstoff im Belebtschlammbecken konstant zu halten, wird die aus den Belebungsbecken abfließende Schlammmenge laufend durch Einleitung von Rücklaufschlamm aus dem nachgeschalteten Nachklärbecken (NKB) ersetzt. Verschiedene Verfahrenstechniken, wie simultane, vor- und nachgeschaltete oder intermittierende Denitrifikation sind gebräuchlich.

3.4.1.4 Biologische Phosphatelimination

Mikroorganismen bauen einen Teil des Pflanzennährstoffes Phosphor in ihre Biomasse ein wobei sie, induziert durch Stress in der anoxischen bzw. in der aeroben Phase, mehr Phosphat aufnehmen, als sie für den eigentlichen Stoffwechsel benötigen. Dadurch erhöht sich der P-Gehalt des belebten Schlammes und P wird über den Überschussschlamm entfernt.

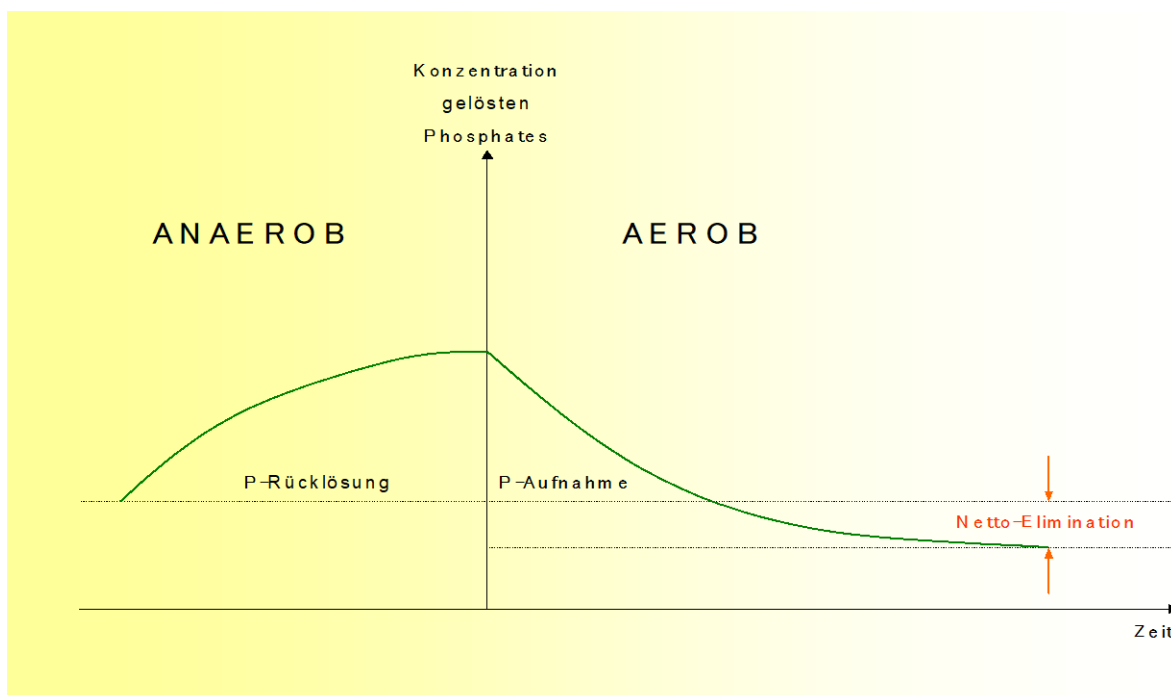


Abb. 3-2: P-Elimination in der Belebung (ROSENWINKEL 2001, nach Bischoffsberger)

Grundsätzlich verursacht Phosphor im Gegensatz zur organischen Verschmutzung durch Ammonium keine unmittelbare Sauerstoffzehrung. Durch das Absterben von einem Gramm Algenbiomasse werden jedoch bis zu 150 Gramm Sauerstoff verbraucht. Die gleiche Menge an organischer Verschmutzung oder Stickstoff (in Form von Ammonium) liegt zwischen 1/50 und 1/30 (MUDRAK / KUNST, 1994).

3.5 Die chemische Reinigung

Die Verfahren der chemischen Reinigung unterscheiden sich vorwiegend durch die Einbringung des Fällmittels (Fällungsverfahren). Die gängigsten Verfahren stellen die Vor- und Simultanfällung sowie die Nachfällung und die Flockungsfiltration nach der biologischen Reinigung dar.

Als Fällmittel werden Aluminium-, Eisen- oder Calciumsalze, die im Abwasser Hydroxidflocken bzw. schwer lösliche Verbindungen bilden, eingesetzt.

Suspendierte und/oder dispergierte Abwasserinhaltsstoffe wie Phosphate, Schwermetalle, schwer oder nicht biologisch abbaubare organische Stoffe werden dadurch in eine abscheidbare Form überführt, in der sie durch Sedimentation, Flotation oder Filtration aus dem Wasser eliminiert werden können. Ein weitere Möglichkeit, der jedoch in Deutschland keine besondere Bedeutung beigemessen wird, ist die Oxidation von Wasserinhaltsstoffen mit Wasserstoffperoxid.

3.5.1 Chemische Grundlagen der Fällung

Vereinfacht dargestellt, stellt die Fällung die Überführung gelöster, meist ionischer Komponenten in ungelöste, partikuläre Form durch Zugabe geeigneter Chemikalien dar (Phasenübergangsprozeß). → chemischer Prozeß

Die Überführung kleinerer ungelöster Feststoffe in größere Verbände wird als Flockung bezeichnet. → physikalischer Prozeß

Beide Reaktionen sind im chemischen Sinne strikt zu unterscheiden, in der Abwasserreinigung wird aber sowohl die Flockung als auch die Fällung angewandt, wobei die Fällung bei der Elimination von Phosphor Einsatz findet, die Flockung hingegen die Absetzwirkung z.B. im Vorklärbecken verbessert.

3.5.1.1 Fällmittel

Abhängig vom pH-Wert werden folgende Fällmittel in der Abwasserreinigung angewendet: „*sauer reagierende*“ Fällmittel wie dreiwertige Eisen und Aluminiumsalze (Chloride, Sulfate) in wässriger Lösung und Metallsalz-Granulate und „*alkalisch reagierende*“ Fällmittel wie Kalk, Kalkhydrat-Pulver oder Milch und Natriumaluminat.

Wesentliche Fällungsprodukte sind Metallhydroxide und Kalziumkarbonate, die jedoch wenig zur Phosphatelimination beitragen.

Grundlagen der physikalischen Fällung bilden zwei verschiedene unabhängige Reaktionen.

1. Die Destabilisierung der stabilen Dispersion durch Chemikaliengabe, die entweder die Adsorption entgegengesetzt geladener Teilchen neutralisiert oder aber Molekularbrücken zwischen den Kolloiden (feinst verteilte Teilchen) bilden.
2. Durch Molekularbewegung (perikinetische Koagulation) und aufgrund abweichend relativer Teilchengeschwindigkeiten (orthokinetische Koagulation) gelangen die Kolloide in Kontakt.

3.5.2 Physikalische Grundlagen

Das Ergebnis der zuvor beschriebenen chemischen Reaktion sind Mikroflocken, die durch physikalische Verfahren wie Sedimentation, Flotation oder Filtration, nicht abgetrennt werden können. Entscheidend ist die Löslichkeit eines wässrigen Mediums wobei hierbei die Bindungsenergien zwischen den Ionen, die elektrischen Eigenschaften des Lösungsmediums und die Anzahl der vorhandenen Ionen von Bedeutung sind.

Entscheidend für die Flockenbildung ist die Einstellung eines optimalen pH-Wertes. Bei der Flockung werden dann die feinstsuspendierten oder kolloidal gelösten Stoffe durch Zugabe von Flockungsmitteln und Flockungshilfsmitteln in eine abscheidbare Form überführt. Im Gegensatz zur Fällung handelt es sich also bei der Flockung nicht um einen Phasenübergangsprozeß. Das Abwasser kann später mittels Aktivkohle, Ultrafiltration oder Umkehrosmose weiterbehandelt werden.

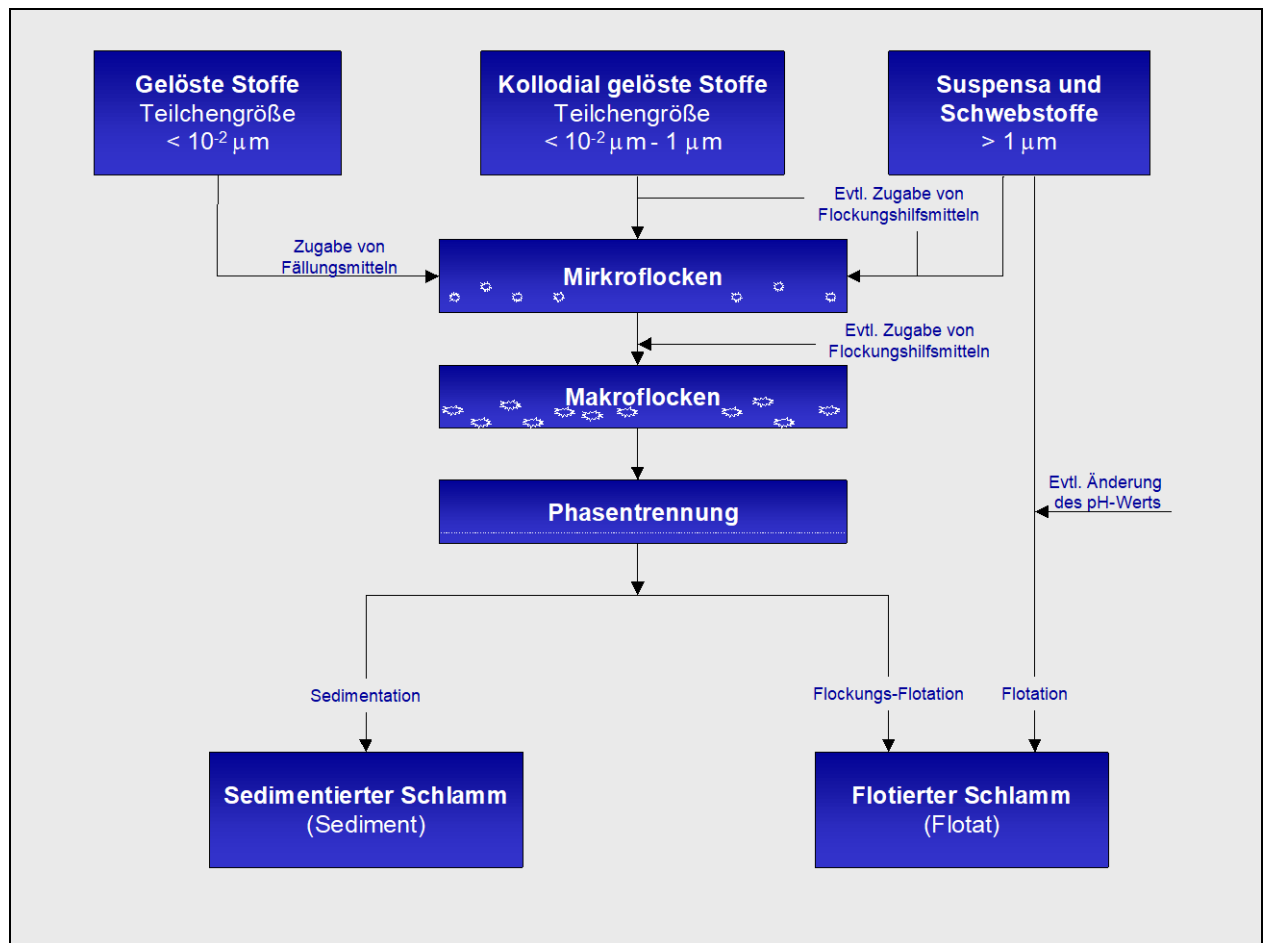


Abb. 3-3:Fließschema der chemischen Reinigung (Flockung/Fällung)

3.5.3 Funktion der Belebtschlammflocke

Im Allgemeinen wird der Nutzen der Belebtschlammflocke in der Abwasserreinigung vorwiegend als Umwandlung organischer in mineralische Stoffe und somit Abbau verstanden. Faktisch gesehen findet jedoch nicht nur Abbau statt, sondern auch Aufbau von Biomasse sowie Stoffumwandlungsvorgänge (siehe Nitrifikation und Denitrifikation). Verantwortlich dafür sind die Bakterien und mit ihnen organisierte höhere Mikroorganismen, die in der Belebtschlammflocke siedeln.

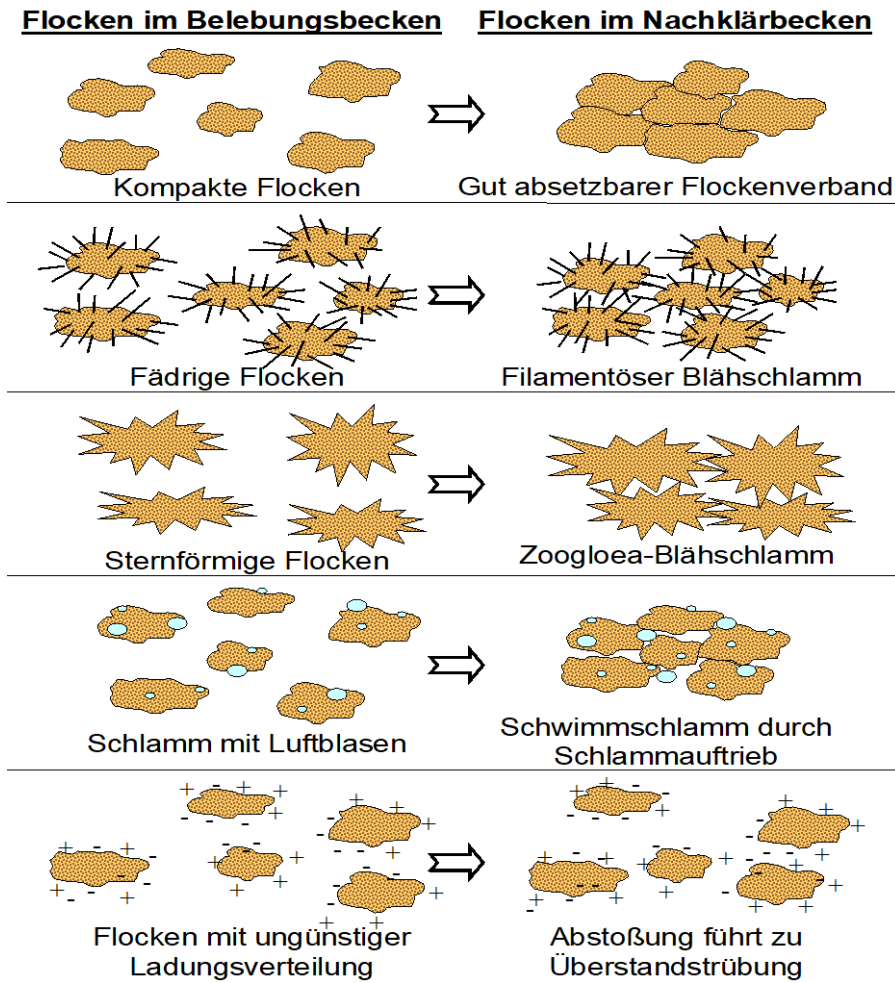


Abb. 3-4: Schematische Darstellung der Flockungsvorgänge unter reduzierten hydraulischen Bedingungen (Skript Wassergüte und Abfallwirtschaft, 1997)

Entscheidend für das Absetzverhalten des Belebtschlammes ist dabei vor allem die Art des Flockenwachstums, die Flockengeometrie und deren elektrische Ladung. Ziele steuernder und regelnder Eingriffe in den Prozeßablauf sind daher die Ausbildung kompakter und dichter Flocken, die sich leicht zu größeren Flockenverbänden zusammenlagern und unempfindlich gegen Scherkräfte sind.

4 Möglichkeiten zur Optimierung von Belebungsanlagen

Um Belebungsanlagen zu optimieren, d.h. in der Regel Investitionskosten für Erweiterungen bzw. Umbauten/Erneuerungen, Fällmitteleinsatz, Überschussschlamm, Energieeinsatz und letztlich Ablaufkonzentrationen zu reduzieren und gleichzeitig die anlagenspezifische Prozeßstabilität und Energieausbeute maximieren zu können, ist es möglich verschiedene Methoden in Betracht zu ziehen.

In erster Linie kann dieses durch Verringerung der Klärschlammproduktion erreicht werden, da die Entsorgung und Verwertung einen beträchtlichen Teil der Kläranlagenkosten bestimmt und gleichzeitig durch die Vorgaben des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG, 1994) bekräftigt wird, welches die Vermeidung vor die Verwertung von Abfällen setzt.

Überschussschlammproduktion ist vorrangig von der Schlammbelastung abhängig, wobei sich mit abnehmender Schlammbelastung im Allgemeinen auch der spezifische Überschussschlammanfall reduziert. Die Abbauleistung beeinflussendes Element in der Biologie ist die Entwicklung der Mikroorganismen. Um die Belebtschlamm-Biozönose hinsichtlich der Leistungsfähigkeit zu beeinflussen, ist neben einer ausreichenden Sauerstoffversorgung und dem ausreichenden Nährstoffeintrag vor allem die Verfügbarkeit entscheidend.

Maßgeblicher Faktor ist vor allem eine gute Durchmischung, um den Sauerstoff gleichmäßig zu verteilen und die Schlammflocken in Schwebelage zu halten (siehe auch 3.5.3)

Abhängig von den Bedürfnissen, die auf die einzelnen Kläranlagen abgestimmt werden sollten, ist es ratsam zu unterscheiden, ob die Optimierung durch die Anlagentechnik (physikalisch-technisch), die Zugabe von Hilfsstoffen (chemisch-biologisch) oder eine Kombination von beidem erreicht werden soll bzw. kann.

Im Folgenden sollen verschiedene Verfahren, die günstige Auswirkungen auf die Kosten, vor allem der Reduktion des Überschussschlammes (ÜSS) haben, vorgestellt werden.

4.1 Prozeßintegrierte Verfahrenstechnik zur Reduzierung von ÜSS

4.1.1 Desintegration

Der mechanische Aufschluß von Klärschlamm ist ein Verfahren mit dem eine Verminderung des Schlammanfalls auf Kläranlagen erreicht und somit Entsorgungskosten gesenkt werden können.

Unter Desintegration versteht man die Zerkleinerung von Klärschlamm durch die Einwirkung äußerer Kräfte. Mikroorganismen im Überschussschlamm werden durch Rührwerkskugelmühle, Hochdruckhomogenisator, Ultraschall u.ä. zerstört und die Zellbestandteile einem nachfolgenden anaeroben Abbau verfügbar gemacht. Dadurch kann entweder der Faulprozeß bei gleichem Abbaugrad der organischen Substanz beschleunigt werden (Faulraumvolumen wird eingespart) oder der Abbaugrad erhöht werden (Schlammverminderung). Durch den weitergehenden Abbau der organischen Substanz fällt zudem mehr Faulgas an, das zur Deckung des zusätzlichen Energiebedarfs beim mechanischen Aufschluß genutzt werden kann.

4.1.2 HPWT-Technologie

Um die Nachteile des klassischen Belebungsverfahrens, insbesondere den unzureichenden Sauerstoffeintrag, zu verbessern, werden statt der üblichen flachen, offenen Stahlbetonbecken geschlossene Kunststoff- oder Stahlbehälter verwendet. Zweistoffdüsen dienen der Belüftung und nutzen die kinetische Energie des Flüssigkeitsstrahls um den Luftstrom in feinste Luftbläschen zu zerteilen. Als Treibwasser wird das zu reinigende Abwasser verwendet. Durch die erzeugten feinsten Luftbläschen und intensive Durchmischung wird eine sehr große, als Kontaktzone wirkende Oberfläche und damit ein wesentlich höherer Wirkungsgrad bei der Sauerstoffnutzung erzielt.

Der Lufteintrag erfolgt unter kontrolliert turbulenten Strömungsbedingungen, wobei die aerob und anaerob ablaufenden biologischen Prozesse unter laminaren Strömungsbedingungen ablaufen (Multiphasen).

4.1.3 LINDOX®-Verfahren

Das LINDOX®-Verfahren ist ein Belebungsverfahren mit Sauerstoffbegasung in geschlossenen, kaskadierten Belebungsbecken. Es wird zur biologischen Reinigung von Industrie- und Kommunalabwässern eingesetzt und zeichnet sich durch hohe Raum-Zeit-Ausbeuten, geringen Platzbedarf, niedrigen Energieverbrauch, minimalen Abgasanfall sowie einen gut eindick- und entwässerbaren Überschussschlamm aus.

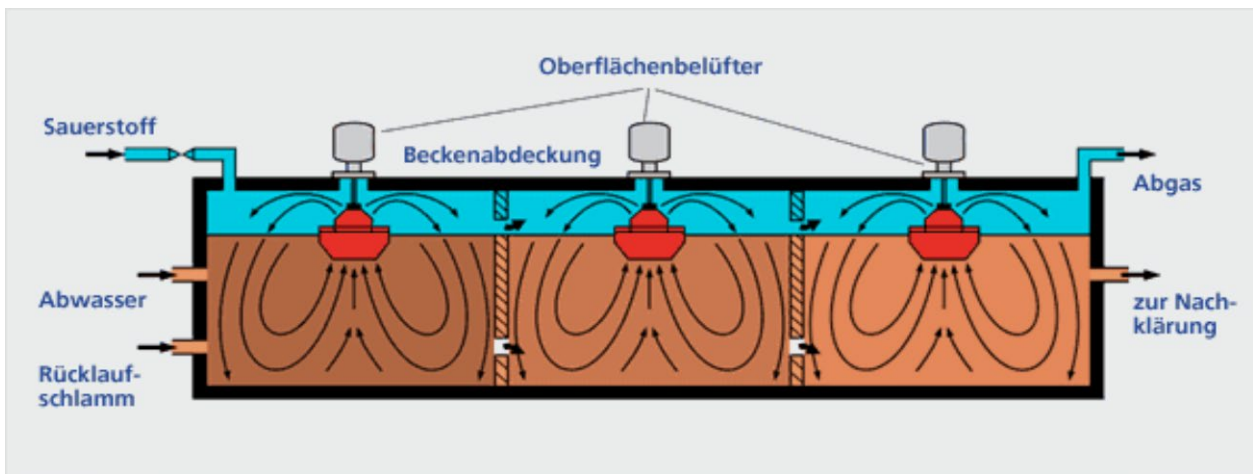


Abb. 4-1: Lindox-Verfahren (LINDE ANLAGENBAU, 2002)

Das Verfahren paßt sich gut an große und schwankende Abwassermengen und Schmutzfrachten an und läßt sich auch an beengten und sensiblen Standorten sowie unter extremen Klimabedingungen vorteilhaft einsetzen. Der erforderliche Sauerstoff wird flüssig mit Tankfahrzeugen oder gasförmig über Rohrleitungen angeliefert bzw. vor Ort mit Tieftemperatur- bzw. Druckwechseladsorptionsanlagen erzeugt.

4.1.4 Schlaufenreaktor

Schlaufenreaktoren (auch Umlaufreaktoren genannt) bewähren sich zur Behandlung feststoffreicher, hochkonzentrierter Medien und werden ähnlich wie Turmreaktoren bei hochbelasteten Abwässern eingesetzt. Durch Schaffung einer möglichst großen Oberfläche und möglichst langen Sauerstoff-Abwasser-Kontaktzeiten werden die Voraussetzungen für den biologisch-organischen Substanzabbau optimiert. Durch Biogaseinpressung wird mittels Mammutpumpen eine großräumige vertikale Umwälzströmung induziert, die gleichzeitig die Bildung von Schwimmdecken verhindert.

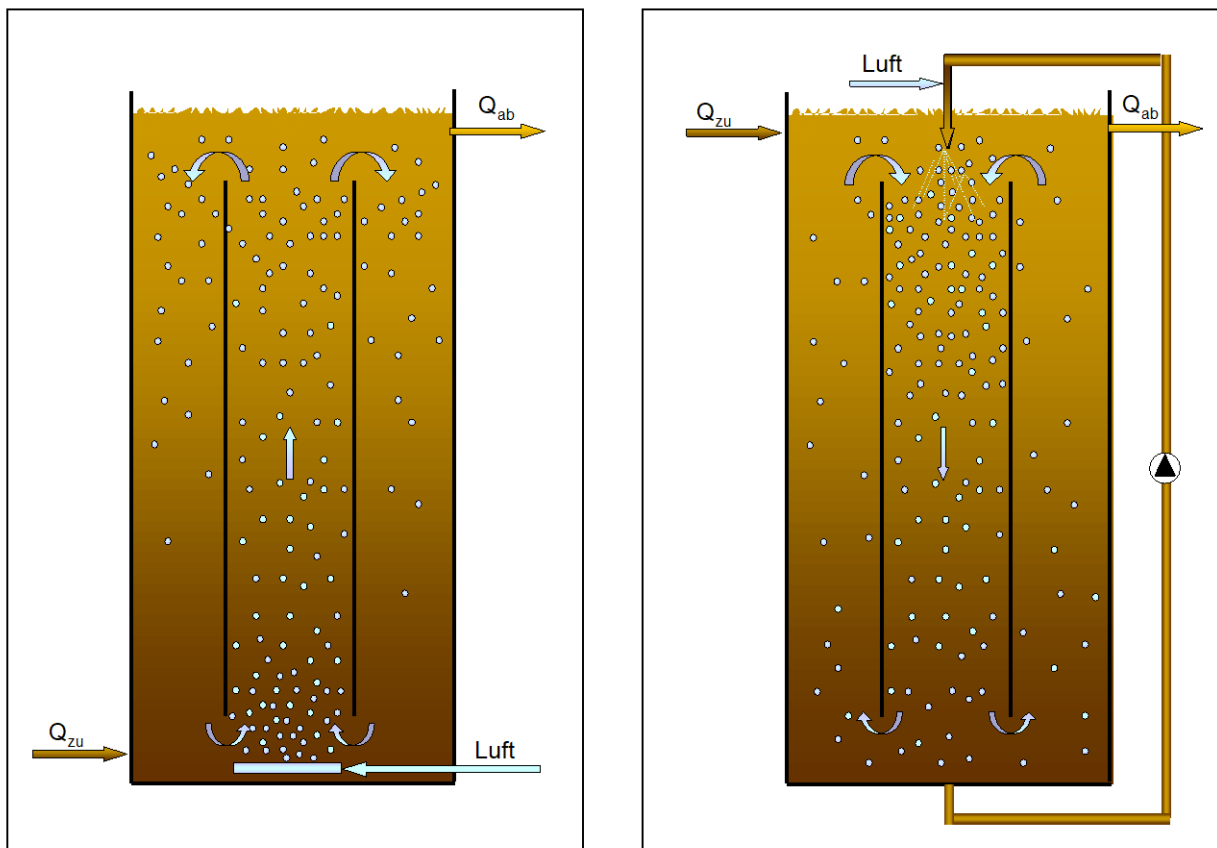


Abb. 4-2: Schlaufenreaktoren (modifiziert nach ATV HANDBUCH, 1997)

Schlaufenreaktoren unterscheiden sich vorwiegend durch ihre Methoden des Energieeintrags:

- mechanisch bewegte Einbauten (Rührer),
- kinetische Energie der Flüssigkeit mit Flüssigkeitspumpe (hydraulisches Mischen)
- Expansion eines komprimierten Gases.

4.1.5 SBR-Verfahren

Das SBR-Verfahren (Sequencing-Batch-Reaktor) ist eine Variante des Belebtschlammverfahrens, in dem der gesamte Prozeß in einem Reaktor abläuft, der sowohl Belebungsbecken wie auch Nachklärung integriert. Die Belebung (Belüftung) und die Nachklärung (Sedimentation und Schlammabzug) finden in demselben Reaktor statt, wobei je nach Abwasseranfall, Abwasserbeschaffenheit und gewünschter Reinigungsleistung die Anzahl und das Volumen des Behandlungsbeckens gewählt werden kann.

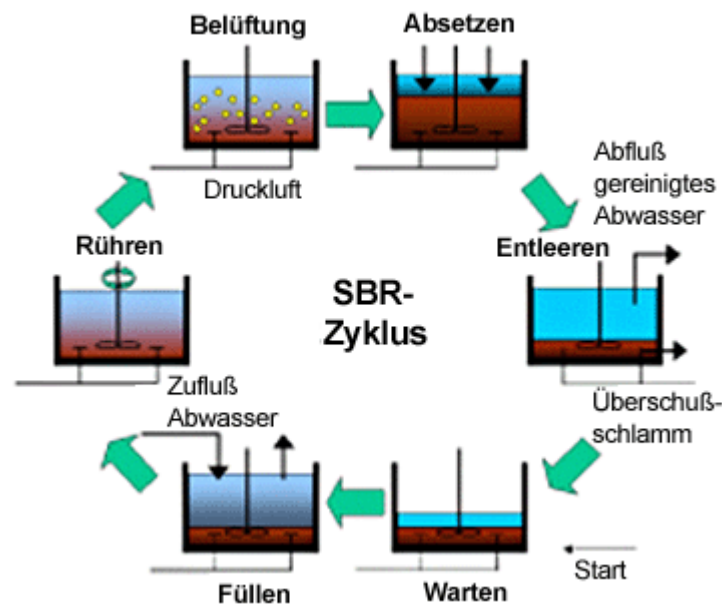


Abb. 4-3: SBR-Verfahren (AGU CONSULT AG, 2002)

Die Vorteile des SBR-Verfahrens sind neben der hydraulischen Entkopplung, die es möglich macht die Dauer, Häufigkeit und Anordnung der Phasen zu variieren, folgende:

- Konzentration der Biomasse = Erhöhung der Reinigungsleistung
- Unabhängig von Zulaufschwankungen = Anpassung der Zykluszeiten durch SPS
- Einsparung von Investitionskosten = Keine separate Nachklärung erforderlich

4.1.6 Deep-Shaft-Verfahren

Das Deep-Shaft-Verfahren (auch genannt Tiefschacht-Verfahren) wurde nach dem Vorbild des konventionellen Schlaufenreaktors entwickelt. Das Verfahren zeichnet sich durch eine Kombination aus klassischem Belebtschlamm-, Biofilm-Verfahren und fortschrittlicher Belüftungstechnik aus. Das in ein Bohrloch eingebaute Belebungsbecken besteht aus einem Schlaufenreaktor, mit einer Tiefe von ca. 100-200m. Das Aufsteigen der am Schachtboden eingeblasenen Prozeßluft führt zur kontinuierlichen Wasserzirkulation und Verlängerung der Kontaktzeit Gas-Abwasser, mit simultaner Erhöhung des Gasdrucks, der den Übergang Luft-Wasser optimiert. Weiterhin zeichnet sich das Verfahren nach Herstellerangaben durch Vorteile beim Bau aus, die sich in der Verringerung der Kosten für Bau und Maschinentechnik um 30 - 50 % und Verringerung des Platzbedarfes um 30 - 40 % kennzeichnen.

Nennenswerte Vorteile beim Betrieb sind die Verringerung der Energiekosten um 25 - 30 %,

die einfache Betriebsweise und der Verzicht auf bewegliche Teile im Abwasser. Einfachste statische Belüfter mit großem Austritt verhindern Verstopfung im System, die Geruchsbelastung wird minimiert, feinstkörniger Schlamm garantiert hohe Aktivität und sehr gute Entwässerbarkeit. Schlaufenreaktoren sind klimatisch unabhängig und es wird kein Frostschutz notwendig. Dennoch wird dieses Verfahren in der Praxis noch selten angewandt, da die Kosten besonders für die Erdarbeiten relativ hoch sind.

4.1.7 Membranverfahren

Membranverfahren eignen sich besonders zur Abtrennung des belebten Schlammes.

Die Reinigung des Abwassers erfolgt durch die Stoffwechselfähigkeit der Bakterien im Reaktor. Mit Hilfe der Membranfiltration wird das gereinigte Wasser von den Bakterien getrennt und in den natürlichen Wasserkreislauf zurückgeführt. Die Qualität, Struktur und Größe der Flocken spielt beim Membranverfahren keine Rolle, da ausschließlich gelöste Stoffe die Membran passieren können. Aufgrund der Tatsache, daß das gereinigte Abwasser annähernd keimfrei ist, kann es wieder verwendet werden.

Im Vergleich zu konventionellen biologischen Abwasserreinigungsanlagen mit einem Klärbecken zur sedimentativen Trennung von Bakterien und gereinigtem Abwasser lassen sich mit Membranbioreaktoren (MBR) folgende Vorteile erzielen:

Aufgrund des vollständigen Feststoffrückhalts durch die Membran können höhere Trockensubstanzgehalte (ca. 16-20g/l) gefahren werden (WOZNIAK / KOPMANN / SCHILLING, 2001). Das bedeutet, daß die Konzentration der Biomasse im Reaktor und damit der raumspezifische Umsatz steigt und dies bei gleichbleibender BSB₅ oder CSB-Raumbelastung zur Verminderung der Schlammbelastung und damit zu einem geringeren Überschußanfall führt. Daher entfallen Kosten für konventionelle Stufen wie Sedimentation und eventuell nachgeschaltete Verfahren die zur Verbesserung der Ablaufqualität führen (z. B. Sandfiltration, Ozonung). Des weiteren verkleinert sich der notwendige Belebungsraum.

Je nach Auslegung können MBR als Hochleistungsreaktoren bei verkleinertem Volumen mit vergleichbarer Überschußschlammproduktion oder als Schwachlastreaktoren mit entsprechend verringerter Überschußschlammproduktion bei gleichem Beckenvolumen ausgelegt werden.

4.2 Überschußschlammreduktion durch Zugabe von Hilfsstoffen

Beim Einsatz von Hilfsstoffen wird unterschieden in die Eigenschaft des eingesetzten Produkts, das Einsatzgebiet und die Einsatzmenge. In der Abwasserbehandlung werden Hilfsstoffe vorwiegend zur Vorsorge und/oder Elimination von Betriebsstörungen und zum Einfahren von Kläranlagen genutzt. Im Allgemeinen werden Stoffe, die den biologischen Klärprozeß hemmen oder stören würden, chemisch verändert oder abgeschieden und dadurch die Reinigungsleistung verbessert.

Die Basis bilden verschiedene natürliche, synthetische, anorganisch und organische Hilfsstoffe.

Im Vordergrund stehen hierbei Verfahren zur biologischen und chemischen Phosphorelimination und Schlammstrukturverbesserung (Schwimm-, Blähschlamm- und Schaumprobleme). Im Folgenden werden einige Verfahren zur Überschußschlammreduktion durch Zugabe von Hilfsstoffen vorgestellt.

4.2.1 WWE-bionorm[®]-Verfahren

Der vorwiegend im Belebungsbecken entstehende Überschußschlamm soll durch Zugabe zweier aufeinander abgestimmter Kombinationswirkstoffe minimiert werden. Bei diesen Wirkstoffen handelt es sich zum Einen um eine Nahrungsergänzung (stoffwechselanregendes Pflanzenextrakt) für die aktiv am Abbau der organischen Verbindungen beteiligten Mikroorganismen (ENERGON) und zum Anderen um eine oberflächenwirksame Substanz (Tenside/Biotenside), welche die Oberflächenspannung herabsetzt (CONTRASED).

Durch Absenken der Oberflächenspannung verkleinern sich die Luftblasen (Koaleszenz) und verbessern dadurch sowohl den Sauerstoffzutritt an die Belebtschlammflocke als auch die biologischen Stoffwechselforgänge (Metabolismus). Durch die erhöhte Atmungsaktivität der Mikroorganismen soll der Abbau von Schlammsubstanz in der Belebung optimiert werden. Die Überschußschlammengen lassen sich laut Angaben des Herstellers WWE durch den Einsatz des WWE-bionorm[®]-Verfahrens auf bis zu 50% reduzieren (IWB, 2001).

4.2.2 PAC-Einsatz

Polyaluminiumchlorid (PAC) wird hauptsächlich in der Simultanfällung zur Phosphorelimination eingesetzt. PAC wird jedoch auch - von verschiedenen Anbietern mit unterschiedlichen Reinheitsgraden und bisweilen auch mit anderen Anionen wie Sulfat, Silicat oder auch poly-

meren Zusätzen - zur Verbesserung des Schlammabsetzverhaltens angeboten.

Das bessere Absetzverhalten wirkt sich positiv auf das Überschussschlammvolumen aus, wobei keine echte Reduktion des biologischen Überschussschlammmasse erzielt wird. Eine Massenreduktion ergibt sich evtl. aus der Verminderung des Fällschlammanteils bei Vergleich mit Fällmitteln auf Basis von Eisensalzen oder Aluminat, da PAC im Vergleich zu herkömmlichen Fällmitteln mit einem geringeren Molverhältnis Me:P eingesetzt werden kann, so daß insbesondere weniger Hydroxidschlamm anfällt.

PAC unterstützt die Adsorptionseigenschaften der Schlammflocke und stellt somit eine bindungsfreudige Flockenoberfläche her, welche neben dem Phosphatabbau auch den Abbau der nicht oder weniger gut abbaubaren Wasserinhaltsstoffe begünstigt. Durch den geringen Anteil an Anionen und sparsamerem Dosierungsbedarf liegt die Salzfracht der Kläranlage niedriger als bei einer Fällung mit Eisenprodukten.

4.2.3 He/ENTEC-Verfahren – C-N-P-Strategie

Gegenstand des Verfahrens ist die Steuerung der Atmungsaktivität von Mikroorganismen, mit dem Ziel, die Produktion von Überschussschlamm zu minimieren und gleichzeitig eine zu hohe Atmungsaktivität zu unterbinden. Diese würde zwar den Abbau von Schlammmasse begünstigen, gleichzeitig aber die Mikroorganismen zersetzen und somit die Reinigungsleistung und die Klärgaserzeugung bei einer nachfolgenden anaeroben Schlammbehandlung negativ beeinflussen bzw. hemmen. In Kapitel 5 wird das Verfahren, das Bestandteil dieser Diplomarbeit ist und dessen Charakteristik bzw. Wirkungsweise - bezogen auf das Beispiel der KA Tann/Rhön - eingehend beschrieben.

5 Wirkungsweise der C-N-P-Strategie

Innovative Verfahren die zur Optimierung und Kostensenkung von Belebtschlammanlagen führen, gewinnen immer mehr Bedeutung. Ein Verfahren, welches die Prozeßstabilität erhöhen, Reservekapazitäten aktivieren und die Betriebskosten minimieren soll ist die C-N-P-Strategie der Firma *Hei*ENTEC.

Die Zielsetzung dieses Verfahrens ist:

Die Leistungsfähigkeit von Kläranlagen zu steigern durch:

- zuverlässige Einhaltung der Grenzwerte für C, N und P
- Ausgleich von Belastungsschwankungen, Dämpfung von Belastungsspitzen
- signifikante Kapazitätserhöhung

Die Lösung von Betriebsproblemen in Kläranlagen insbesondere von:

- Blähschlamm
- Schaum
- Sedimentationsproblemen, Schlammabtrieb

Die Kosteneinsparung durch:

- geringerer Sauerstoffverbrauch
- weniger Überschussschlamm
- mehr Klärgas
- geringere Energiekosten
- Einsparung der Denitrifikation in der Belebung
- Senkung der Abwasserabgabe
- Kapazitätenerhöhung (Erweiterungsbauten werden oft überflüssig)

5.1.1 Weitergehende Verfahrensbeschreibung des *Hei*ENTEC-Verfahrens

Gegenstand des Verfahrens ist die Steuerung der Atmungsaktivität von Mikroorganismen, mit dem Ziel, die Produktion von Überschussschlamm zu minimieren und gleichzeitig den Klärprozeß zu optimieren. Für die Abwasserreinigung bedeutet das, die Reinigungsleistung zu steigern, Blähschlamm und Schlammabtrieb zu unterbinden und hohe Energiekosten durch den übermäßigen Eintrag von Sauerstoff in die Belebung zu reduzieren.

Das *Hei*ENTEC-Verfahren beschränkt sich nicht auf die Zudosierung von Hilfsstoffen, sondern kennzeichnet sich durch die Steuerung der Atmungsaktivität von Mikroorganismen, insbesondere durch Fermentation (chemische Umsetzung durch Bakterien, meistens durch Enzyme beeinflusst/beschleunigt) in einem Belebtschlammprozeß bei der Abwasserreinigung. Die eigentliche Arbeit des biochemischen Abbaus organischer Substrate verrichten die von den Mikroorganismen ausgeschiedenen Enzyme. Diese zerlegen außerhalb der Zellen langkettige Makromoleküle in kleinere Bruchstücke, welche die Zellwand passieren können und dem weiteren Abbau wieder zur Verfügung stellen.

Die Funktionalität des eingesetzten ENTEC-Produkts leitet sich vorwiegend durch seine spezielle Struktur ab. Vereinfacht dargestellt, setzt sich das Produkt aus einer Grundverbindung veredelter Aluminium-hydroxid-chloride zusammen, die in den Überlauf zum Nachklärbecken bzw. in die Schlammrückführung zudosiert werden und die Eigenschaft haben, im Abwasser sehr große, stabile Flocken zu bilden. Die Vergrößerung der spezifischen Oberfläche bietet den Mikroorganismen ideale Bewuchsflächen und Möglichkeiten zur Ansiedlung der anspruchsvollen langsam wachsenden Spezies. Das gute Separationsverhalten wirkt als ideales Fällungs- und Flockungsreagenz und bietet gleichzeitig durch adsorptive Effekte eine Speicherfunktion für die im Abwasser befindlichen Nährstoffe.

Das ENTEC-Verfahren macht sich zur Aufgabe, bei dem Fermentationsverfahren in der Abwasserreinigung auftretenden Defizite „limitierender Nahrungsquellen“ (mikrobiell verwertbarer Stickstoff N und Phosphor P) und das Mikroorganismenwachstum so zu fördern, daß trotz einer in Abhängigkeit von der Tageszeit stark schwankenden bzw. stark ansteigenden Versorgungsmenge an Nährstoffen ein ungehemmtes Wachstum der Mikroorganismen unterbunden und gleichzeitig ein konstanter Abbau ermöglicht wird. Abhängig von der zur Verfügung stehenden Nährstoffmenge wird den Mikroorganismen durch Zugabe von sogenannten „Clustern“, adsorptiv wirkenden Stoffen wie z.B. feinteilige hydrophobe und/oder hydrophile SiO₂-Derivate, Aktivkohle, Metallsalze u.ä. ein Teil der zum Abbau benötigten Nährstoffe entzogen. Folglich sinkt die Substratkonzentration und die Cluster bilden mit den adsorbierten Nährstoffen eine Nahrungsmittelreserve. Diese „blockierten“ Nährstoffe werden jedoch erst nach Aufbrechen der entsprechenden Bindungen über einen längeren Zeitraum hinweg wieder „freigegeben“ und sind somit nicht mehr so einfach zu verstoffwechseln. Insbesondere die langsam wachsenden, reinigungseffektiveren Organismen können diesen Zeitvorteil nutzen und die unerwünschten, schnell wachsenden Spezies zurückdrängen. Zur Einstellung einer bestimmten Entwicklung in der Biozönose wird ein Verhältnis von ca. 0,05-1,0 Gramm Nährstoffmenge pro Gramm Mikroorganismen-Trockensubstanz angestrebt. Um die Enzymaktivität zu beeinflussen werden zusätzlich enzyminhibierend wirkende Stoffe,

wie organische tertiäre Stickstoff-Verbindungen, insbesondere Copolymerisate der Acrylsäure und ihre Derivate, zugesetzt.

Gleichzeitig wird weniger Sauerstoff benötigt und in Zeiträumen geringer Belastung die Gefahr der Überbelüftung dezimiert, da die Umsetzung der Nährstoffe und damit der erhöhte Sauerstoffbedarf zeitlich nach hinten verschoben wird.

Das Wachstum der höher organisierten Mikroorganismen, ein höheres Schlammalter, geringere Schlammbelastung und die Produktion von Methan im Falle einer Faulung zur Energiegewinnung wird durch Zurückdrängen der Schlammautolyse gesteigert.

Durch polymeren Aminosucker (Veredelungsprodukte) des ENTEC-Produkts werden dem Abwasser Substanzen hinzugefügt, die die unerwünschte Autolyse (enzymatische Reaktion) hemmen und somit die Reinigungsgleistung optimieren. Diese Substanzen ähneln dem im Abwasser befindlichen Substrat derart, daß es zu einer Konkurrenzsituation um die Anbindestelle am Enzym und damit eine Hemmung der enzymatischen Reaktion kommt. Die Einstellung erfolgt auf empirischer Basis, ohne genauere Kenntnis der Reaktionsmechanismen. Durch Anpassung an die Gegebenheiten läßt sich der Prozeß jedoch soweit steuern, daß die Autolyse weitestgehend unterbunden wird und die Abwasserinhaltsstoffe weiterhin abgebaut werden können.

Sowohl die verminderte Mineralisation zugunsten der Assimilation durch die Vermehrung der höher organisierten Mikroorganismen als auch das Zurückdrängen der Autolyse hat einen geringeren Sauerstoffbedarf und somit geringeren Energiebedarf zur Folge.

5.1.2 Massenabnahme durch den Einsatz aluminiumhaltiger ENTEC-Produkte

Im Allgemeinen ist bei Einführung der Phosphorfällung auf einer Belebtschlammanlage mit Eisen oder Aluminiumsalzen - nach dem Stand der Technik - davon auszugehen, daß eine höhere Überschußschlamm-Masse auftritt. Diese zusätzliche Masse läßt sich durch den Anfall von Eisenphosphat bzw. Aluminiumphosphat sowie den entsprechenden Hydroxiden erklären und kann näherungsweise aus der eliminierten P-Fracht und der Menge des eingesetzten Fällmittels berechnet werden. Beim Einsatz des aluminiumhaltigen ENTEC-Produkts wird jedoch, abhängig von der Ausgangslage und des vorher eingesetzten Verfahrens stets eine Massenabnahme von ca. 30-50% des Überschußschlamms erzielt.

Primäres Ziel der Abwasserreinigung ist, wie in Kap.2.2 bereits erwähnt, eine möglichst weitreichende Elimination der chemisch gebundenen Abwasserkomponenten durch Austrag von

C und N über den Gaspfad bzw. von C, N und P über den Schlammfad. Bei der Bilanzierung einer konventionellen Verfahrensführung errechnen sich hinsichtlich des Abwasserzu- und Wasserablaufs, sowie beim Schlammabzug, entsprechend dem Austrag über den Gaspfad, unterschiedliche Massenverluste.

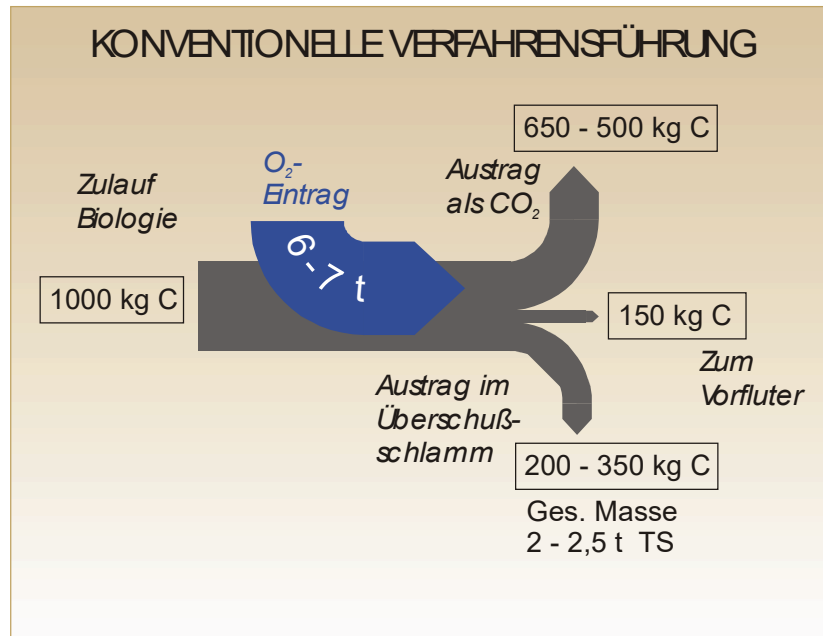


Abb. 5-1: C-Bilanz bei "konventioneller" Verfahrensführung (HeiENTEC 1998)

20-35% der C-Elimination erfolgen über den Austrag im Überschussschlamm. Der überwiegende Teil (ca. 50-65 %) des ausgetragenen Kohlenstoffs wird jedoch über den Gaspfad als CO_2 ausgetragen, was sich bei der Bilanzierung einer konventionell betriebenen Belebungsanlage durch einen hohen Massenverlust an C und dem entsprechend hohen Sauerstoffbedarf von ca. 6 - 7 kg O_2 /kg C bemerkbar macht.

Bei der Verfahrensführung nach der C-N-P-Strategie erfolgt die C-Elimination vorwiegend durch den Eintrag in den Überschussschlamm.

Die in Kap. 5.1.1 beschriebenen enzymwirksamen und adsorptiven Komponenten ermöglichen einen wesentlich geringeren Sauerstoffeintrag, der gleichzeitig eine Kohlenstoffzunahme im Schlamm zur Folge hat. Der Kohlenstoff liegt in Form von Mikroorganismen und als Nahrungsmittelreserve vor, wobei der entsprechende Sauerstoffbedarf auf ca. 3,5 - 4 kg O_2 /kg C bzw. entsprechend 0,85 - 1 kg O_2 /kg CSB sinkt.

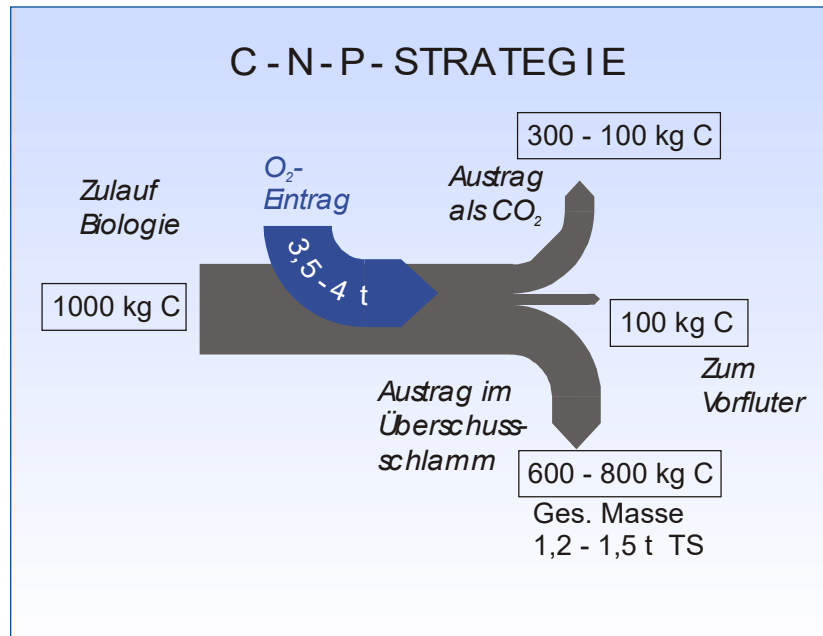


Abb. 5-2: C-Bilanz bei Verfahrensführung nach der C-N-P-Strategie (HeiENTEC 1998)

Unter konventioneller Verfahrensführung wird nur ein geringer Teil des Stickstoffs über den Gaspfad frei. Bei Anwendung optimal eingestellter Verfahrenssteuerung wird NO₄-N nahezu vollständig oxidiert. Aus der Autolyse entstehender NO₄-N wird ebenfalls zu NO₃-N oxidiert. Daraus resultiert eine NO₄-N-Konzentration < 0,5 mg/l.

Die Phosphatfreisetzung aus biologisch gebundenem Phosphor ist unwesentlich. Durch die Erhöhung des Kohlenstoffgehalts im Schlamm wird die Gasproduktion gesteigert, außerdem verbessert sich das Absetzverhalten und die Entwässerbarkeit.

Die folgende Abb. 5-3 verdeutlicht, daß die reduzierte Masse an chemisch gebundenem Sauerstoff eine Abnahme der Überschussschlamm-Masse bewirkt und diese die geringe Massenzunahme an Phosphor weit überkompensiert.

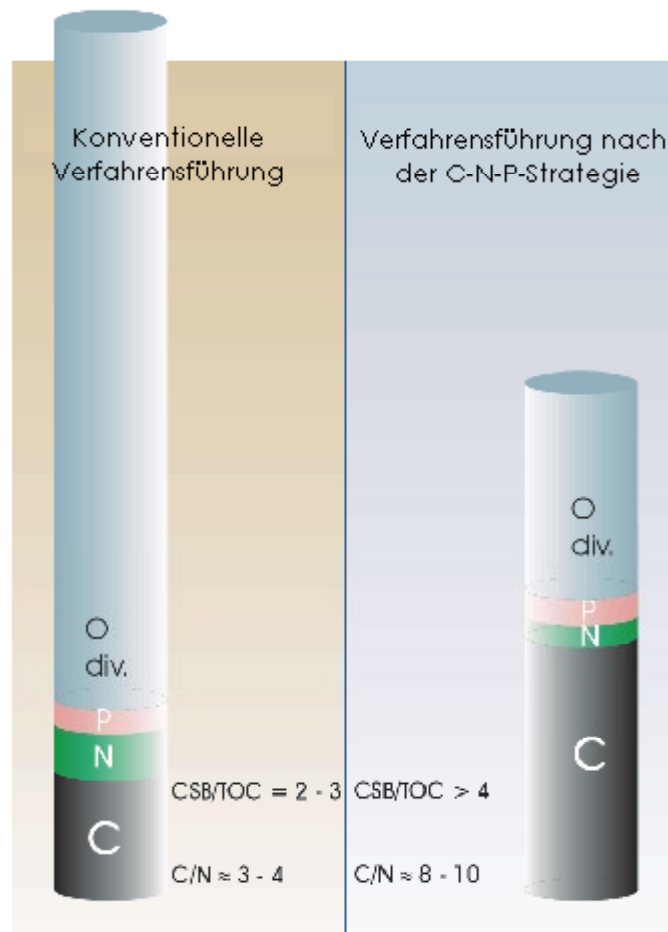


Abb. 5-3: C-N-P-O-Verhältnisse im Vergleich (HeiENTEC 1998)

6 Siedlungswasserwirtschaftliche Vorgaben der Kläranlage Tann/Rhön – IST-Zustand

6.1 Geographische Einordnung der Kläranlage

Die Gemeinde Tann/Rhön liegt im östlichen Teil Hessens nahe der Grenze zu Thüringen. Das Einzugsgebiet der zum Landkreis Fulda gehörenden Kläranlage erstreckt sich auf 60,45 km². Die Einwohnerzahl liegt derzeit bei ca. 5.100 EW, wobei ein Bevölkerungszuwachs in absehbarer Zukunft nicht zu erwarten ist. Entsprechend der strukturschwachen Charakteristik einer ländlichen Gemeinde ist auch in Tann wenig Industrie und Gewerbe vorzufinden. Vorflut für das gereinigte Abwasser der KA Tann/Rhön bildet die Ulster, die zum Niederschlagsgebiet der Werra gehört und auch in diese einmündet.

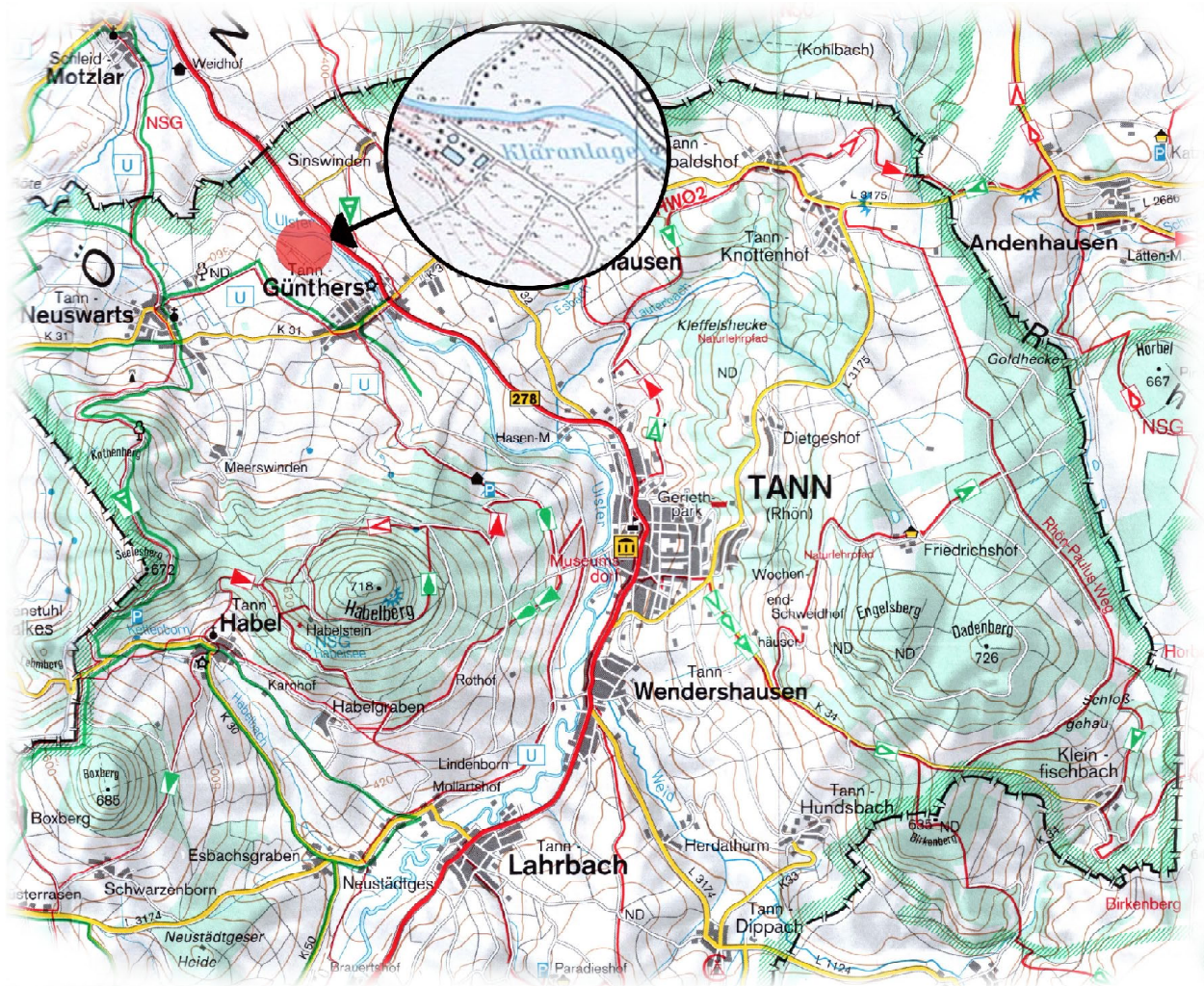


Abb. 6-1: Lageplan der KA Tann/Rhön

6.2 Historische Entwicklung

Im Ortsteil Günthers betreibt die Gemeinde Tann seit 1982 eine zentrale KA, an die ca. 80% der Ortsteile der Gemeinde angeschlossen sind. Im übrigen Gemeindegebiet erfolgt die Abwasserbeseitigung über Hauskläranlagen und dezentrale Anlagen.

Derzeit sind ca. 5.100 Einwohner an die Kläranlage angeschlossen.

Die ursprüngliche Ausbaugröße der KA - ohne Denitrifikation - lag bei 7.500 EW und ca. 450 kg Fracht BSB₅/Tag. Eine Erweiterung der KA beschränkte sich jedoch auf die Anlagentechnik und die Reduzierung von organischen Schmutzstoffen. Um die weitergehenden Anforderungen in Bezug auf die Stickstoff- und Phosphorelimination zu erfüllen, wurde die Belebung der KA 1993 mit Rührwerken und einem Steuerungsprogramm (SPS) ausgestattet.

Durch diese Umrüstung sank der Einwohnerwert auf 6500. Tatsächlich sind jedoch nur ca. 5.100 EW angeschlossen. Nach der Ertüchtigung der KA veränderten sich die Bedingungen (Denitrifikation) für den Schlamm gegenüber der Altanlage und dieser wurde leichter. Der Schlammindex ISV lag ursprünglich, laut Anlagenbetreiber, vor allem in den Wintermonaten zwischen 150 und 200 ml/g. Abtriebsprobleme und erhöhte Ablaufwerte führten zu der Gefahr einer gesonderten Abwasserabgabe.

Durch die integrierte Denitrifikation veränderte sich das Milieu der Belebung und es wurde wieder ein starker Anstieg des ISV auf zeitweise über 200 ml/g, verbunden mit einer Veränderung der Flockenstruktur gegenüber den Vorjahren festgestellt.

Um die Gefahr von Schlammabtrieb zu vermeiden und zur Verbesserung des Schlammindex wurde zunächst von Dezember 1998 bis Anfang Juni 1999 ein Betriebsversuch zum Einsatz der C-N-P-Strategie durchgeführt. Anschließend kehrte man für einige Monate zur „konventionellen Betriebsweise“ zurück, um sicherzustellen, daß die beobachteten Auswirkungen nicht auf andere Faktoren zurückzuführen sind. Seit Mitte Oktober wird die Anlage nun dauerhaft mit Hilfe der C-N-P-Strategie betrieben. Das Hilfsmittel ENTEC 118/S im Ablauf der Belebung zudosiert.

Die Dosiermenge wird manuell über die CSB-Fracht geregelt. Richtwert während der Einlaufphasen für die Dosiermenge ist ca. 1/10 der CSB-Fracht \Rightarrow 450 CSB = 45kg/d ENTEC 118/S, im Dauerbetrieb wird die Dosierung angepaßt und verringert.

Die KA Tann/Rhön konnte die Dosierung nach der mehrmonatigen Einlaufphase auf ca. 7% reduzieren und dosiert seit August 2001 das ENTEC-Produkt 118/M, welches zähflüssiger ist und eine weitere Reduktion der Dosiermenge möglich machte.

Während der ca. 3 monatigen Einlaufphase erfolgte die Belüftersteuerung bzw. die Steuerung

der Denitrifikation/Nitrifikation über den Sauerstoffgehalt. Während dieser Zeit konnte der Sauerstoffsollwert so weit abgesenkt werden, daß eine zuverlässige Regelung mit diesem Parameter nicht mehr möglich war, bzw. zu häufigen Schaltvorgängen der Belüfter führte. Es resultierten so weiterhin Sauerstoffkonzentrationen bis zu 1 mg/l. Eine weitere Absenkung des O₂-Eintrags wäre nur durch Verminderung der Schalthysterese möglich gewesen. Eine Verminderung der Nachlaufzeiten, verbot sich jedoch, da häufige Schaltvorgänge den Motor schädigen könnten. Daher wurde die Belüftersteuerung auf das Redoxpotential eingestellt, dessen Signal von der Anlagensteuerung in der gleichen, kontinuierlichen Weise verarbeitet wird, wie zuvor die Sauerstoffkonzentration.

6.3 Verfahrenstechnische Beschreibung

Die Abwasserzuleitung erfolgt in freiem Gefälle über ein ca. 38 km langes Kanalsystem im Mischverfahren. Vor der eigentlichen Kläranlage ist ein Regenrückhaltebecken mit Stauraumkanal mit insgesamt 350 m³ Volumen angeordnet. Aufgabe des Regenrückhaltebeckens ist es, bei Entlastungsereignissen durch starke Regenfälle den leistungsschwachen Vorfluter vor hydraulischem Streß zu schützen. Durch einen Drosselschacht der Firma BGU wird der Zufluß auf max. 71l/s entsprechend 6.134 m³/d begrenzt. Der sogenannte Spüleffekt im vorgeschalteten Stauraumkanal, verbunden mit der durch Bescheid festgelegten Verpflichtung zur Aufnahme der maximalen Abwassermenge (Ausbauzustand), führen jedoch bei Regenwetter zu hydraulischen Problemen in der Nachklärung.



Abb. 6-2: Regenrückhaltebecken der KA Tann/Rhön

Die eigentliche Abwasserreinigung beginnt mit einem 8-mm-Feinrechen im Zulauf der KA. Das ankommende Rohabwasser passiert dort einen Filterbandrechen mit Umlaufkettenantrieb der in Fließrichtung ausgerichtet ist. Das Rechengut wird mit einer Walzenbürste abgestreift und zusätzlich mit Betriebswasser, das dem kläranlageneigenen Brunnen entnommen wird, abgespritzt und direkt in eine Rechengutpresse (Schneckengutpresse) mit Waschanlage übergeben. Diese wurde vor ca. 3 Jahren installiert und ergab eine Einsparung des Rechenguts von bis zu zwei Dritteln. Das ausgepresste Abwasser gelangt in den Zulauf zurück, während das Rechengut in einen Container abgeworfen und anschließend fachgerecht entsorgt wird. Anschließend wird das Abwasser in einem Rundsandfang (System Pista) von der Sandfraktion gereinigt. In dem nachfolgenden Venturigerinne werden die Zulaufmengen der Kläranlage kontinuierlich gemessen.

Eine Vorklärung findet an der KA Tann nicht statt, da der Anfall an Primärschlamm aufgrund der geringen Zuflußmenge (ca. 2.000 m³/d bei Trockenwetter) zu gering ist.

Bevor das Rohabwasser in die Belebung geht, wird es mit dem Rücklaufschlamm vermischt und, da keine Vorklärung an der KA Tann/Rhön stattfindet, unmittelbar in die parallel zueinander liegenden 2 Belebungsbecken weitergeleitet. Die verteilte Zugabe des Abwassers erfolgt über die Mittelrinne der zwei Beckeneinheiten. Beide Belebungsbecken besitzen ein Volumen von 1.200 m³ und werden zu gleichen Teilen mit Abwasser beschickt.

Der zur Nitrifikation benötigte Lufteintrag wird in jedem Becken von jeweils zwei drehzahlgesteuerten Walzenbelüftern (2-stufige Mammutrotoren) erzeugt, zusätzlich halten zwei Propeller-rührwerke den Schlamm in Bewegung. Die Laufzeiten der Belüfter und Rührwerke sind belastungsabhängig. Sie wurden ursprünglich nach der Sauerstoffzehrung geregelt. Seit Frühjahr 1999 erfolgt die Steuerung über das Redox-Potential.



Abb. 6-3: Belebungsbecken der KA Tann/Rhön

Nach erfolgter Nitrifikation und Denitrifikation wird das Abwasser am unteren Ende der beiden Belebungsbecken in das Nachklärbecken zugeleitet, wobei im Ablauf der Belebungsbecken die Dosierung des *Hei*/ENTEC-Produktes ENTEC 118/S erfolgt. Derzeit wird das Mittel ENTEC 118/S über eine provisorisch installierte Kolbenhubpumpe (Abb. 6-4) in entsprechender Menge zudosiert. Die Dosierungseinstellung erfolgt manuell nachdem die CSB-Fracht im Labor ermittelt wurde und kann optional - und soll zukünftig - durch Anbindung an die vorhandene Steuerung verbessert werden.



Abb. 6-4: Provisorisch installierte Dosierstelle und Dosierstation

Das Nachklärbecken (NKB) der KA Tann/Rhön ist ein horizontal durchströmtes Rundbecken mit Schildräumen. Es besitzt ein Gesamtvolumen von 850m³ und bildet die letzte Reinigungsstufe, in der das aus den Belebungsbecken abfließende Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch durch Schwerkrafteinfluß getrennt wird.



Abb. 6-5: Nachklärbecken der Kläranlage Tann/Rhön

Die Aufenthaltszeit im NKB ist dabei so groß bemessen, daß auch leichte Schlammflocken aus Mikroorganismen auf die Beckensohle absinken können. Dort dicken die Schlammflocken ein, und werden durch kontinuierlich arbeitende Räumschilder in die Trichterspitze des NKB befördert, wobei allein durch den Wasserüberdruck der Schlamm bis zum Schneckenhebwerk befördert wird.

Mit Hilfe eines Rücklaufschlammumpferkes wird ein Teil des abgesetzten Belebtschlammes, als sogenannter Rücklaufschlamm (RS) wieder an den Anfang der Belebungsstufe gefördert. Auf diese Weise wird erreicht, daß in der Belebungsstufe immer die gleiche Menge an Mikroorganismen vorhanden ist.

Die Aufnahme des Überschussschlammes (ÜSS) erfolgt durch einen Nacheindicker (Standeindicker). Der ÜSS wird dem Kreislauf über eine Pumpe entzogen und in den Schlammehndicker verbracht. Von dort aus wird er dann in die Schlammvorlage (10m³) geführt wo er vorher durch spezielle Rohrmischer mit Kalk und Eisen III vermischt (vorkonditioniert) wird.



Abb. 6-6: Eindicker und Konditionierung der KA Tann/Rhön

Anschließend wird der vorkonditionierte Schlamm mit einer Exzentrerschneckenpumpe auf die Kammerfilterpresse gegeben, wo er durch Filtertücher zu einem stichfesten Filterkuchen gepreßt, in den darunter liegenden Container verbracht und schließlich zur landwirtschaftlichen Verwertung bereitgestellt wird.

Die Rückführung des nitrathaltigen Filtratablaufs der Kammerfilterpresse erfolgt über den Rücklaufschlamm in die Belebung.



Abb. 6-7: Kammerfilterpresse der Kläranlage Tann und darunter liegender Container

Am Rande des Nachklärbeckens wird das gereinigte Abwasser schließlich über gezackte Wehrschwelle an der Wasseroberfläche abgeführt und in Sammelgerinnen abgeleitet. Nach Passieren einer pH- und Temperaturmessung mit integrierter Probenahmestelle gelangt das gereinigte Abwasser in den Vorfluter.



Abb. 6-8: Ablauf aus dem Nachklärbecken – Auslauf in die Ulster

6.3.1 Ablaufgrenzwerte

Folgende Ablaufgrenzwerte sind von der KA Tann/Rhön nach Bestimmung entsprechend der Größen-Klasse III (Überwachungswerte nach Anhang 1 der Abwasserverordnung vom 01.02.1999) einzuhalten:

CSB	45 mg/l *
BSB ₅	15 mg/l *
P _{ges}	3 mg/l
NH ₄ -N (Ammoniumstickstoff)	5 mg/l **
N _{ges anorg.}	7 mg/l **

* Aufgrund des erhöhten Fremdwasserzuflusses, der auf die geographische Stationierung bzw. Lage der KA zurückzuführen ist, wurden diese Werte reduziert – laut Stand der Technik sind nur 90 mg/l CSB und 20 mg/l BSB einzuhalten.

** Eigenerklärte Werte: d.h. diese Werte wurden aufgrund von Meßergebnissen im Rahmen der Eigenerklärung festgesetzt, bzw. bei der Behörde beantragt und fest gelegt. Nach dem Stand der Technik liegen die einzuhaltenden Werte für NH₄-N bei 10 mg/l und bei 18 mg/l für N_{ges anorg.}

Diese Werte richten sich grundsätzlich nach der qualifizierten Stichprobe bzw. 2h-Mischprobe. Des Weiteren sind die Anforderung beider Werte nur bei einer Abwassertemperatur am Ablauf der Biologie von ≥ 12 C einzuhalten.

Beim P_{ges.} ist, bei einer Kläranlage dieser Größenklasse, kein Wert vorgeschrieben, allerdings hat sich die KA Tann eine Einhaltung von 3 mg/l auferlegt. Diese Einhaltung wurde über einen langen Zeitraum durch Labormeßergebnisse bestätigt und ist auf die Denitrifikation/Nitrifikation, als Nebeneffekt einer biologischen Phosphatfällung, zurückzuführen, die allerdings nur ca. 30-50% einer gezielten Phosphatelimination erbringt. Dabei ist zu bemerken, daß durch den Einsatz des ENTEC-Mittels 118/S beim Parameter Phosphor scheinbar eine gezielte Phosphatelimination erfolgt. Aufgrund der ermittelten Labormeßwerte ist zukünftig eine Zurücknahme der Ablaufkonzentration von 3 auf 2 bzw. evtl. sogar 1,5 mg/l vorgesehen. Dies bedeutet eine erhebliche Kostenverminderung von jährlich ca. 4.000 € bei der Abwasserabgabe. Eine Schadeinheit beim Phosphor liegt bei 3 kg!

Alle anderen Parameter im Ablauf der KA sind unverändert geblieben.

Eine Schadeinheit (SE) kostet 35 € und entspricht beim

CSB 50 kg

N_{ges} 25 kg

P_{ges} 3 kg

Trotz der erhöhten Fremdwasserzulaufmenge beträgt die Reinigungsleistung der KA beim Parameter $N_{\text{ges anorg.}}$ annähernd 90%, wobei der geforderte Wert nur 70% beträgt. Beim CSB liegt der geforderte Wert bei $\geq 80\%$ (hier ca. 85-87%) und beim $BSB_5 \geq 90\%$ (hier 95-98%). Phosphor ist im Beispiel der KA Tann/Rhön irrelevant, da sie zur Größenklasse III gehört und dieser Parameter erst bei Anlagen der Größenklasse IV gefordert wird (normalerweise $P_{\text{ges.}}$ 60%).

7 Verfahrenstechnische Ergebnisse vor, während und nach Einsatz der C-N-P-Strategie auf der KA Tann/Rhön

Eine allgemeine, alle Anlagen in ihrer Gesamtheit betreffende Aussage zur Wirksamkeit eines bestimmten Verfahrens läßt sich nur dann ableiten, wenn die Rahmenbedingungen für einen Vergleich jeweils dieselben sind. Da sich die jeweiligen Kläranlagen in Ihrer Anlagenkonzeption unterscheiden und Zulaufparameter Schwankungen unterliegen die sich hinsichtlich ihrer Abwasserbeschaffenheit, Anlagenkonzeption und örtlichen sowie jahreszeitlichen Gegebenheiten unterscheiden, ist diese Bedingung in der Regel nicht erfüllt. Um das Verfahren in seiner Wirkung beurteilen zu können, werden die geringfügigen Änderungen, die sich aus den Zulaufdaten ableiten lassen, im Rahmen dieser Untersuchung vernachlässigt und es wird davon ausgegangen, daß sich die Abwasserbeschaffenheit während des gewählten Zeitraums von 1997-2001 nicht sonderlich verändert hat.

Die Dosierung von ENTEC 118/S erfolgte in zwei Phasen.

Die erste Phase begann im Oktober 1998 und endete 6 Monate später (Probephase). Nach weiteren 6 Monaten wurde die Dosierung wieder aufgenommen (2. Phase) und seither wird der Klärprozeß konstant durch ENTEC 118/S unterstützt.

Seit Juni 2001 wird anstelle ENTEC 118/S das Produkt ENTEC 118/M dosiert.

ENTEK 118/M ist zähflüssiger und zeichnet sich durch eine verbesserte N-Eliminierung aus. Des weiteren konnte mit Einsatz von ENTEK 118/M die Dosiermenge reduziert werden.

7.1.1 Zu- und Ablaufparameter

Abwasser unterliegt in seiner Form nicht nur jahreszeitlichen Schwankungen. Einflüsse auf die Parameter wie Abwasserinhaltsstoffe, Konzentrationen und dgl. ändern sich auch innerhalb eines Tages und erfordern somit eine hohe Flexibilität an den Anlagenbetrieb bzw. den Betreiber.

Im Rahmen der Kontrollen waren 24-h-Proben einmal monatlich erforderlich. Auch wenn zu erwarten ist, daß diese repräsentativere Aussagen liefern, wurden die Bestimmungen zur Kontrollmessung der Zu- und Ablaufwerte in Hessen geändert. Seit März 2001 werden seither ausschließlich nur noch 2-Stunden-Proben gefordert. Aufgrund der Tatsache, daß weitaus mehr 2-h-Proben vorliegen (ca. 4-mal monatlich), werden die im Folgenden, zur besseren Vergleichbarkeit erstellten, Diagramme hauptsächlich mit 2-h-Werten erstellt.

Bei den gemessenen Parametern muß zwischen allgemeinen Parametern und speziellen Pa-

parametern unterschieden werden. Unter allgemeine Parametern sind hierin die Parameter, wie Zulaufwerte etc., zu verstehen, die nicht durch die Wirkung von ENTEC verändert werden.

Spezielle Parameter sind jene, die direkt oder indirekt vom Hilfsmiteleinsatz beeinflusst werden bzw. jene die nach den Bestimmungen der Größenklasse III im Ablauf zu ermitteln und einzuhalten sind (Überwachungswerte), und schließlich unmittelbar zu den Kosten einer Kläranlage führen. Diese werden im Folgenden eingehender erläutert.

Im weiteren Verlauf wurde, um die Wirksamkeit des ENTEC-Verfahrens hervorzuheben, zusätzlich die Überschußschlammproduktion (ÜSS) durch Massenbilanzierung ermittelt.

Nicht aufgeführte, aber erwähnte Parameter dieses Kapitels, finden sich aus Platzgründen in detaillierter Form im Anhang wieder.

7.1.1.1 Abwassertemperatur

Im Allgemeinen dient die Bestimmung der Abwassertemperatur der Überwachung zur Einhaltung von Grenzwerten. So wird beispielsweise die Nitrifikation bei Temperaturen unter 12°C verlangsamt und stellt sich unter 8°C ein. Aus diesem Grund müssen Kläranlagen die gesetzlich vorgeschriebenen Ablaufgrenzwerte im Kläranlagenablauf nur bei Wassertemperaturen $\geq 12^\circ\text{C}$ einhalten.

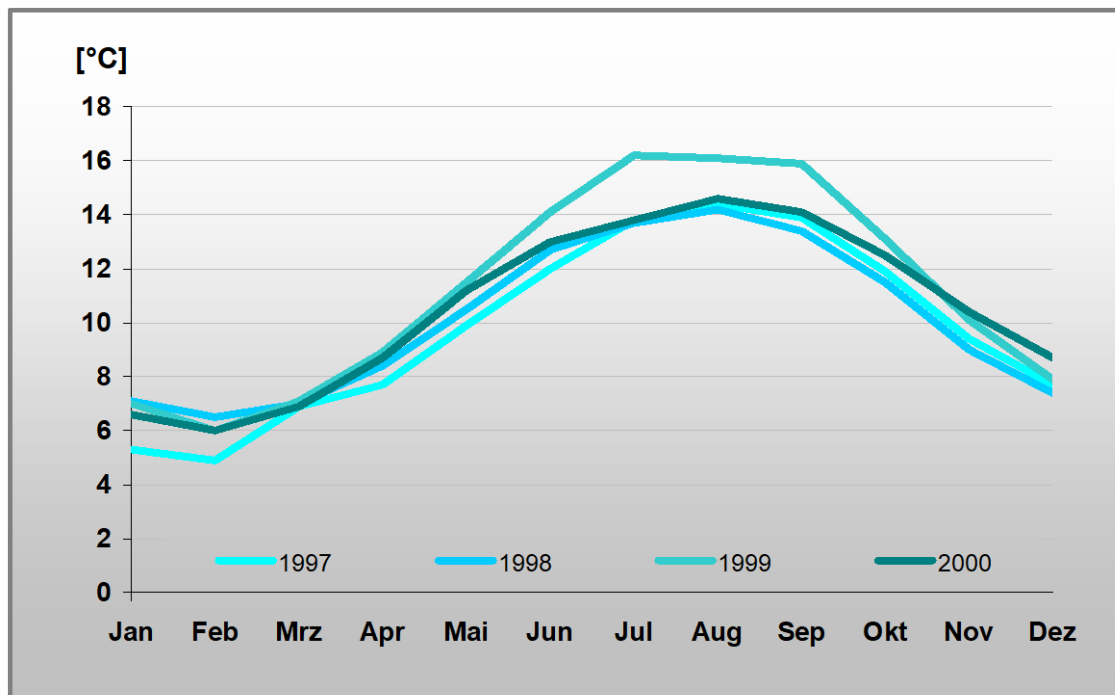


Abb. 7-1: Jahreszeitlich bedingte Abwassertemperatur der KA Tann/Rhön

In Abb. 7-1 wird die durchschnittliche Abwassertemperatur der KA Tann/Rhön während des Betrachtungszeitraums von 1997-2000 beispielhaft dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, daß die durchschnittliche Abwassertemperatur abhängig von der Jahreszeit schwankt, wobei sich diese während der Reinigungsphase kaum ändert. Die durchschnittlich im Zulauf gemessene Abwassertemperatur liegt im Januar bei ca. 6 °C und im August bei ca. 15 °C. Es ließe sich ein Vergleich zu den gemessenen Ablaufparametern analog zur Abb. 7-1 darstellen, wobei die maximale Differenz 1°C betragen würde. An dieser Stelle wird jedoch auf eine graphische Präsentation verzichtet. [Anhang].

7.1.1.2 pH-Wert

Im Kapitel 3.2.2 wurde die Grundbedeutung des pH-Wertes bereits erläutert. Da mit dem pH-Wert auch die Aktivität der Mikroorganismen wechselt ist es notwendig diesen regelmäßig zu messen und ihn bei Bedarf mit Hilfe von pH-Wert beeinflussenden Zusatzmitteln zu regulieren und einzustellen. Folgendes Diagramm zeigt die mini- und maximalen pH-Werte vom Zulauf der KA Tann/Rhön der Jahre 1997-2000.

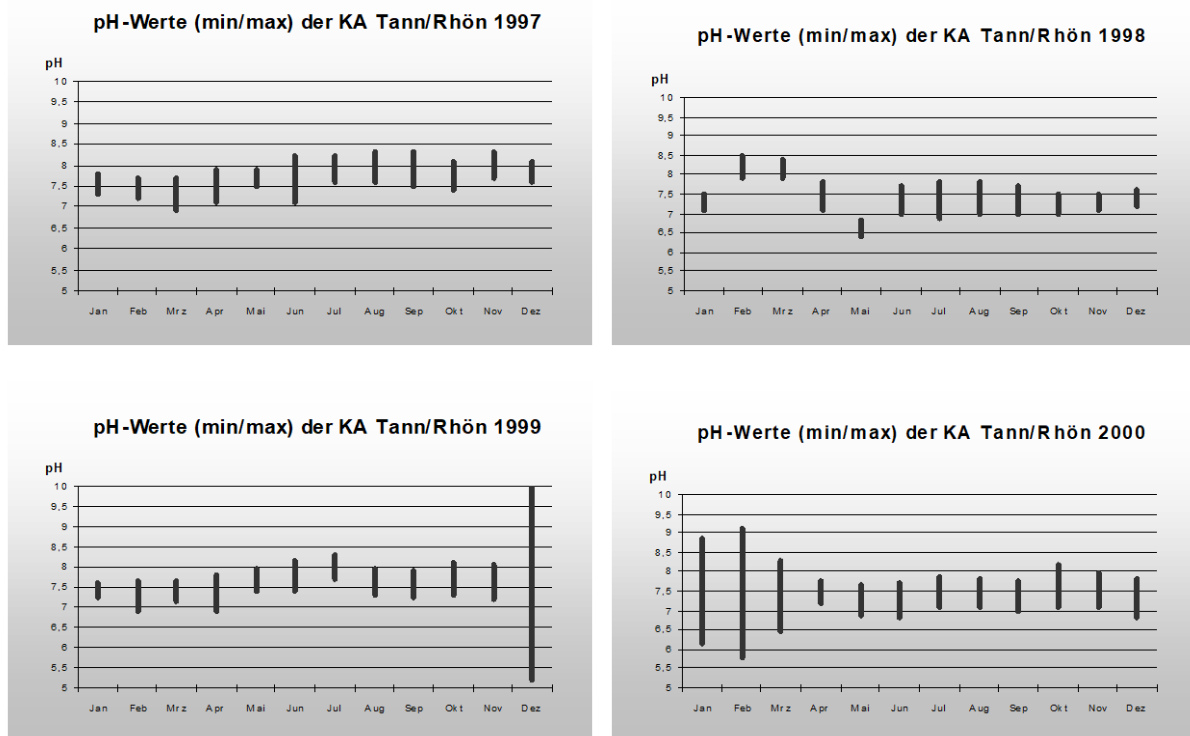


Abb. 7-2: pH-Werte im Zulauf der KA Tann/Rhön von 1997-2000

Im Allgemeinen liegt der pH-Wert im Zulauf der KA zwischen 7 und 8. Die im Diagramm ersichtlichen extremen Schwankungen im Dezember 1999 bis Anfang März 2000 sind auf einen Defekt der pH-Meßanlage zurückzuführen.

7.1.1.3 Dosiermenge

Wie schon in Kap. 6.2 erwähnt wird die Dosiermenge manuell über die CSB-Fracht geregelt. Richtwert für die Dosiermenge ist ca. 1/10 der CSB-Fracht. Die Kläranlage Tann/Rhön ist für eine CSB-Fracht von 450 kg/d ausgelegt – das entspricht einer durchschnittlichen Dosiermenge von 45 kg ENTEC 118/S pro Tag.

Zur Ermittlung der einzusetzenden Fällmittelmenge kann man auch von den P_{ges} -Zulauffrachten der Biologie ausgehen.

Abhängig vom täglichen Zufluß ermittelt sich die Phosphorfracht in [kg P/d]. Der β -Faktor gibt das Verhältnis der ENTEC 118/S-Fällmittelmenge und dem zu eliminierenden Phosphat an. So werden 10,25 kg ENTEC 118/S benötigt um 1 kg P zu eliminieren.

Nach erfolgter Einstellung und bei optimaler Dosierung stellt sich der β -Faktor bei ca. 0,5 ein.

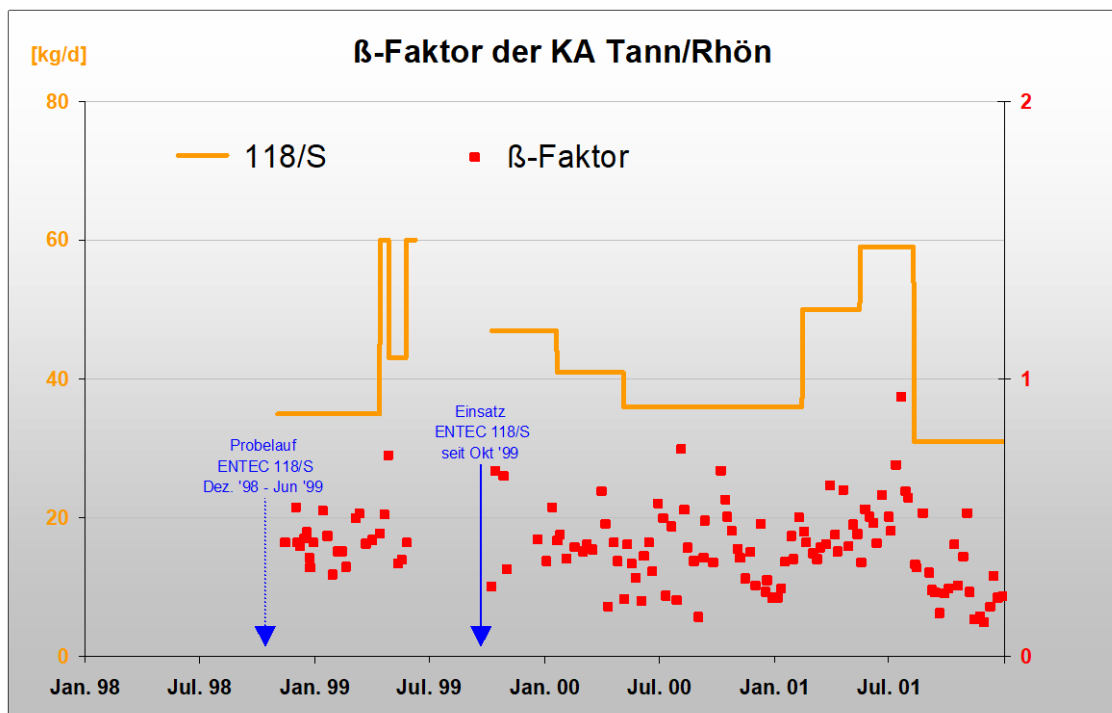


Abb. 7-3: ENTEC 118/S-Dosiermenge und β -Faktor der KA Tann/Rhön

Wie Abb. 7-3 zeigt, liegt der β -Faktor der KA Tann im Mittel bei 0,5. Da die Dosierung jedoch manuell erfolgt, nachdem die CSB-Fracht im Labor ermittelt wurde und somit immer eine „Nachregulierung“ ist, unterliegt die Dosierung betriebstechnischen Schwankungen.

7.1.1.4 CSB-Fracht und CSB-Konzentration

Wie schon in Kap. 6.3.1 erläutert ist der CSB einer jener Parameter, der bei den nach dem Abwasserabgabengesetz geforderten Zahllasten bezogen auf die Schadeinheit (SE) berücksichtigt wird. Im Zulauf der KA liegt der CSB bei ca. 150-400 mg/l, wobei, wie in Abb.7-6 erkennbar, saisonale Schwankungen mit erhöhten Sommerwerten die Regel sind. Diese CSB-Zulaufwerte entsprechen den für häusliches Abwasser typischen Verschmutzungskonzentrationen. Wie aus den folgenden Abb. ersichtlich, ist die CSB-Zulauffracht in den letzten Jahren angestiegen (deutlicher Anstieg ab Juni 1999).

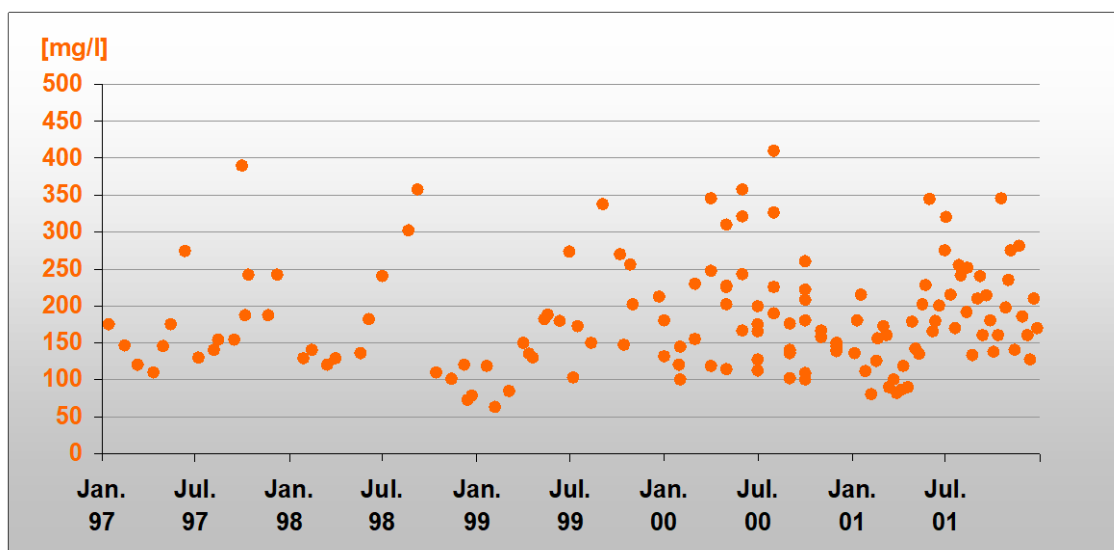


Abb. 7-4: CSB-Konzentrationen [2h]-Mittel im Zulauf der KA Tann

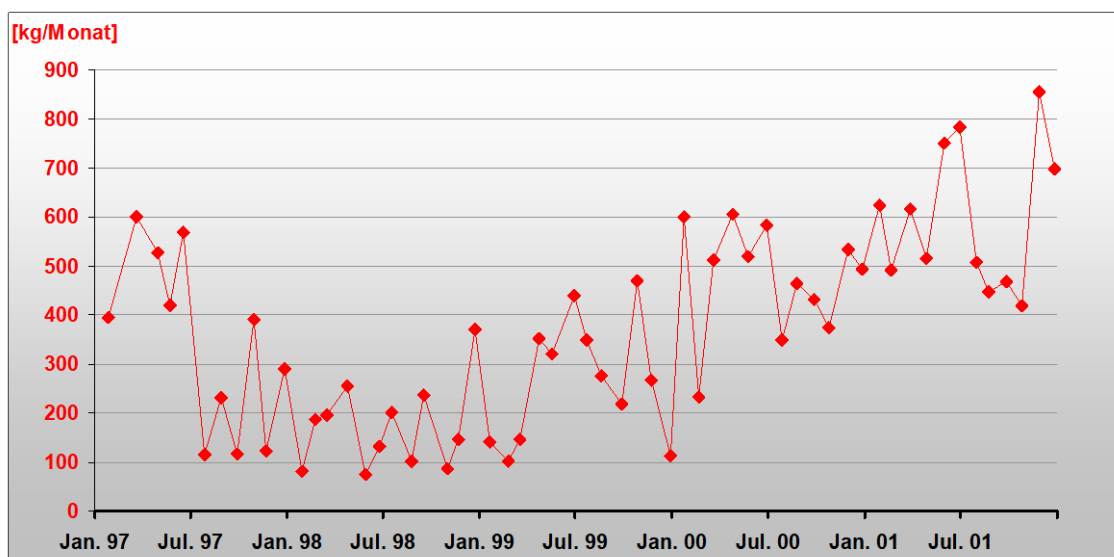


Abb. 7-5: Monatliche CSB-Zulauffracht in kg der KA Tann/Rhön

Hinsichtlich der Ablaufwerte für CSB läßt sich feststellen, daß die nach dem Abwasserabgabengesetz festgeschriebenen Ablaufwerte von 45 mg/l immer eingehalten werden. Wie Abb.7-6 zeigt, hat sich auch nach Einsatz von ENTEC 118/S der CSB-Ablaufwert nicht verändert.

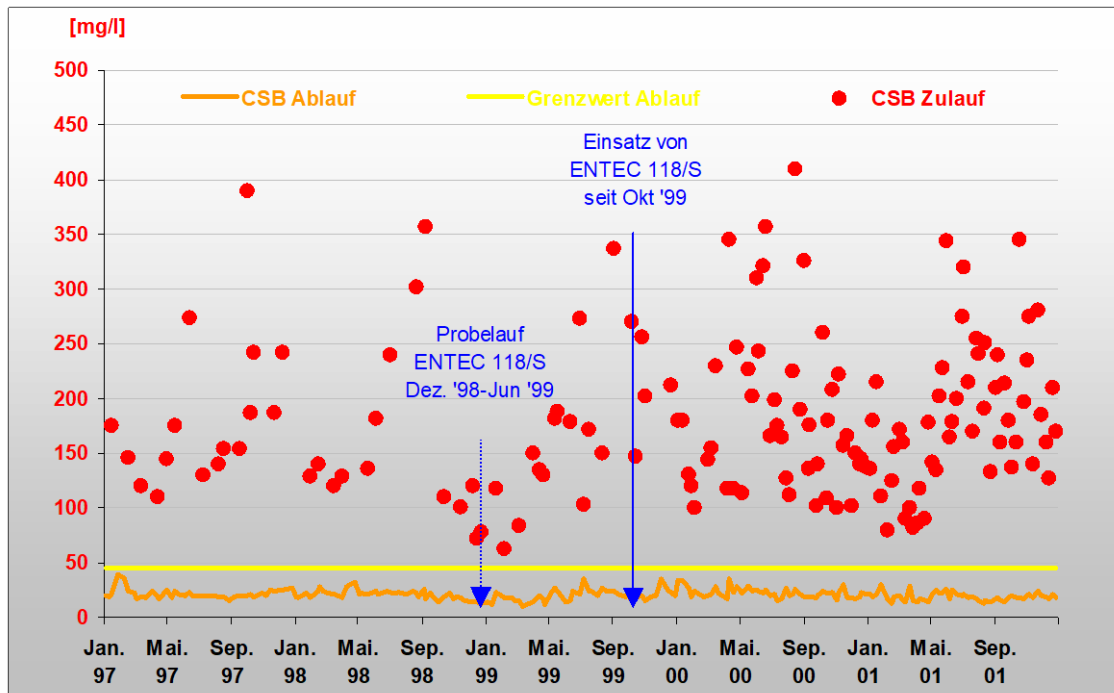


Abb.7-6 : CSB- Konzentrationen im Zu- und Ablauf der KA Tann/Rhön

Dennoch muß an dieser Stelle erwähnt werden, daß sich die CSB-Zulauffracht im Zeitraum der Betrachtung erhöht hat. Die Zulauffracht lag im Jahresmittel 1997 bei knapp 350 kg/d und im Jahre 2001 bei rund 600 kg/d. Da der CSB direkten Einfluß auf die Schlammproduktion hat (mehr CSB = mehr Schlamm), kann von einer Verbesserung der Schlammigenschaften gesprochen werden, da trotz erhöhter CSB-Werte die Schlammproduktion nicht gestiegen ist. (Siehe auch Diagramme im Anhang)

7.1.1.5 Stickstoff - N

Stickstoff liegt in häuslichen bzw. kommunalen Abwässern in zwei Formen vor. Der sogenannte Gesamtstickstoff setzt sich dabei aus anorganischen und organischen Verbindungen zusammen, zum Teil in gelöster und zum Teil in ungelöster Form. Anorganischer Stickstoff findet sich im Abwasser fast ausschließlich als Ammonium (NH_4^+), aber auch in Form von Nitrat (NO_3) oder in oxidierter Form als Nitrit (NO_2) wieder. Organisch gebundener Stickstoff ist Bestandteil aller Eiweißkörper und findet sich in pflanzlichem und tierischem Material

(Mikroorganismen/Biomasse) wieder. Dort liegt er in Verbindungen von Proteinen, Peptiden, Aminosäuren und Harnstoff vor. Dabei ist die größte Stickstoffquelle im kommunalen Abwasser der Urin (Harnstoff). Stickstoff tritt in den Gewässern sowohl molekular als Stickstoff (N_2) als auch in anorganischen und organischen Verbindungen auf. Organisch gebunden ist er in pflanzlichem und tierischem Material (Biomasse) vorzufinden.

Zur Erfassung sämtlicher Stickstoffverbindungen wird analytisch die Gesamt-Stickstoffkonzentration bestimmt.

NH_4 -N Ammonium-Stickstoff

N_{org} organischer N

TKN Kjeldahl-Stickstoff-Konzentration, auch mit N_{ges} bezeichnet. ($TKN = N_{org} + NH_4$ -N)

Die Stickstoff-Konzentrationen ($N_{ges,anorg.}$) an der KA Tann/Rhön liegen im Zulauf bei einem Mittelwert von 18 mg/l, wobei dieser stärkeren Schwankungen unterliegt. In den Wintermonaten liegt er bei ca. 15 mg/l und im Sommer kann er Werte > 30 mg/l erreichen. Die folgende Abb. 7-7 verdeutlicht die Abhängigkeit von Temperatur und Abbauleistung. Es ist klar ersichtlich, daß die Abbauleistung in den Sommermonaten (Temperaturen $> 8^\circ C$) höher ist, als in den Wintermonaten.

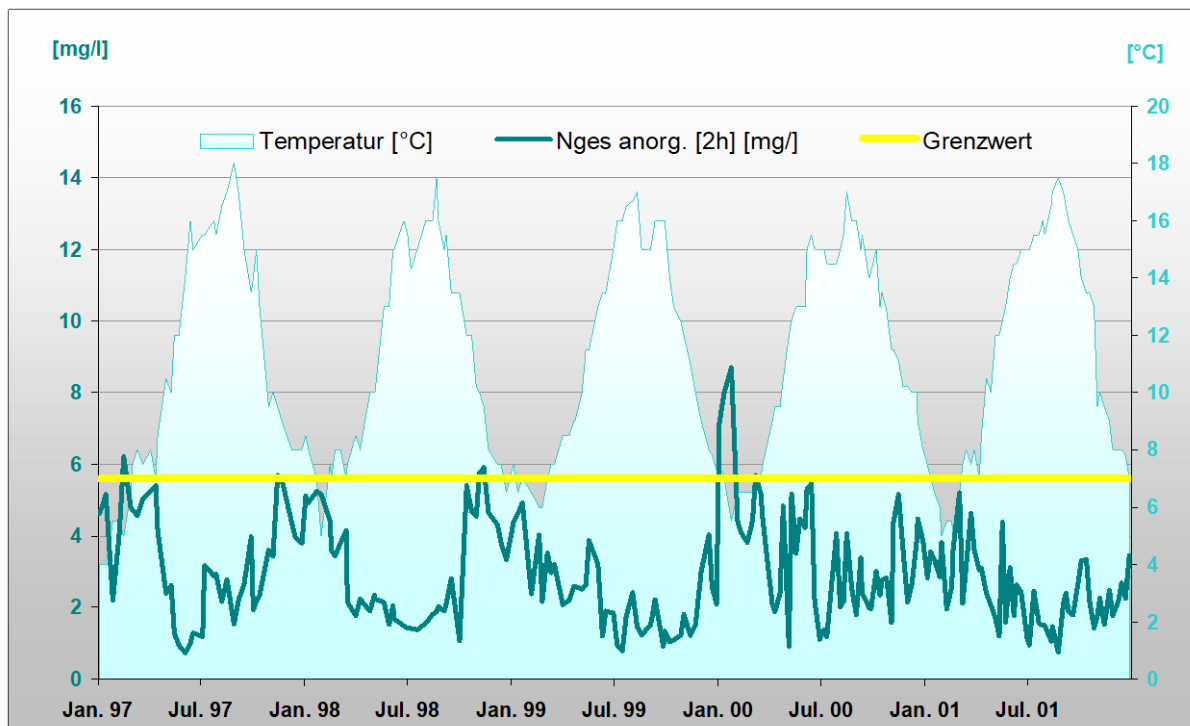


Abb. 7-7: $N_{ges,anorg}$ im Auslauf der KA Tann/Rhön

7.1.1.6 CSB/TOC- und C/N- Verhältnis

Wie schon in Kap. 5.1.2 erläutert erhöht sich durch Verringerung des Sauerstoffeintrags und der Zugabe des ENTEC-Produkts ENTEC 118/S der Kohlenstoffgehalt bis auf >40%. Im Folgenden Diagramm ist diese Entwicklung deutlich zu erkennen. Das im Verfahren angestrebte TOC/N-Verhältnis von ~ 8-10 wurde nach der Einlaufphase erreicht und liegt derzeit zwischen 10 und 12. Das Verhältnis CSB/TOC hat sich auch verbessert und liegt mit Werten knapp unter 3 nur minimal unter dem angestrebten Wert >4. Die Bestimmung TOC erfolgte nach Austreibung des organischen Kohlenstoffs mit Salzsäure. Diese Untersuchung konnte nicht im Labor der KA durchgeführt werden. Da sie sehr aufwendig und teuer sind, wurden während des Bilanzzeitraums nur 9 Untersuchungen vorgenommen. Dennoch ist eine deutliche Tendenz erkennbar und kann dem folgenden Diagramm entnommen werden.

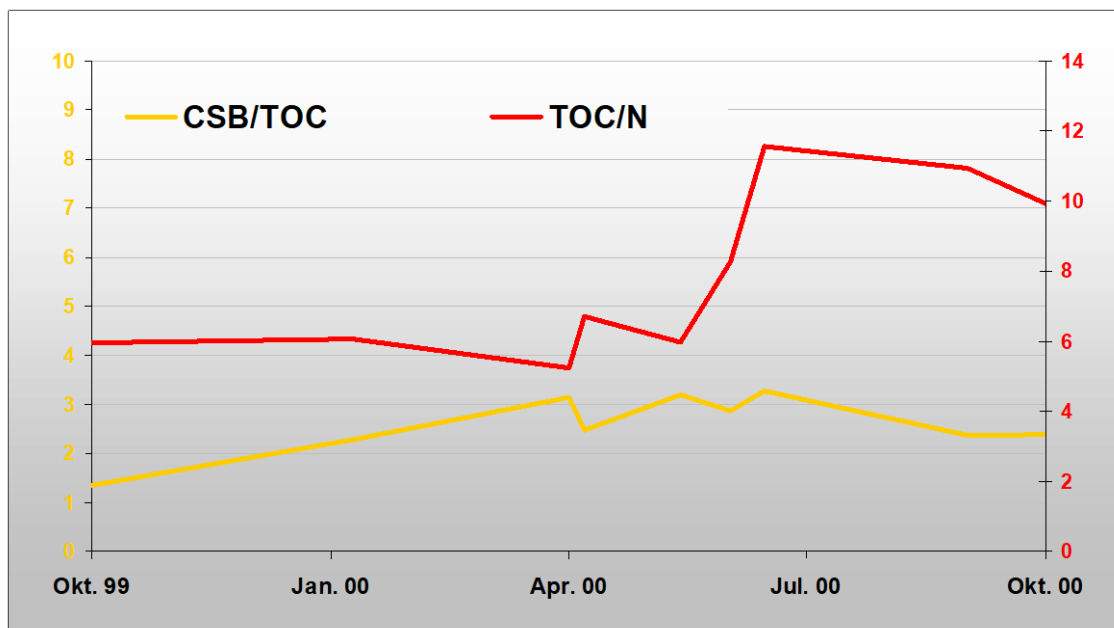


Abb. 7-8: TOC/N und CSB-TOC-Verhältnis im Überschussschlamm

7.1.1.7 Ammonium, Nitrat und Nitrit

Für die Parameter Ammonium, Nitrat und Nitrit liegen im Zulauf nur unvollständige Meßreihen vor. In Absprache mit dem Betreiber kann jedoch davon ausgegangen werden, daß die Zusammensetzung des Abwassers im Zulauf in früheren Jahren des Jahres 2000 entspricht. Für das Jahr 2000 liegen Meßwerte vor. Exemplarisch wird an dieser Stelle die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration dargestellt, da schon im Kanalsystem unmittelbar nach der Abwas-

sereinleitung eine Änderung der Stickstoffverbindungen einsetzt (Ammonifikation von Harnstoff) und eine Nitrifikation im Zulauf in der Regel noch nicht stattgefunden hat.

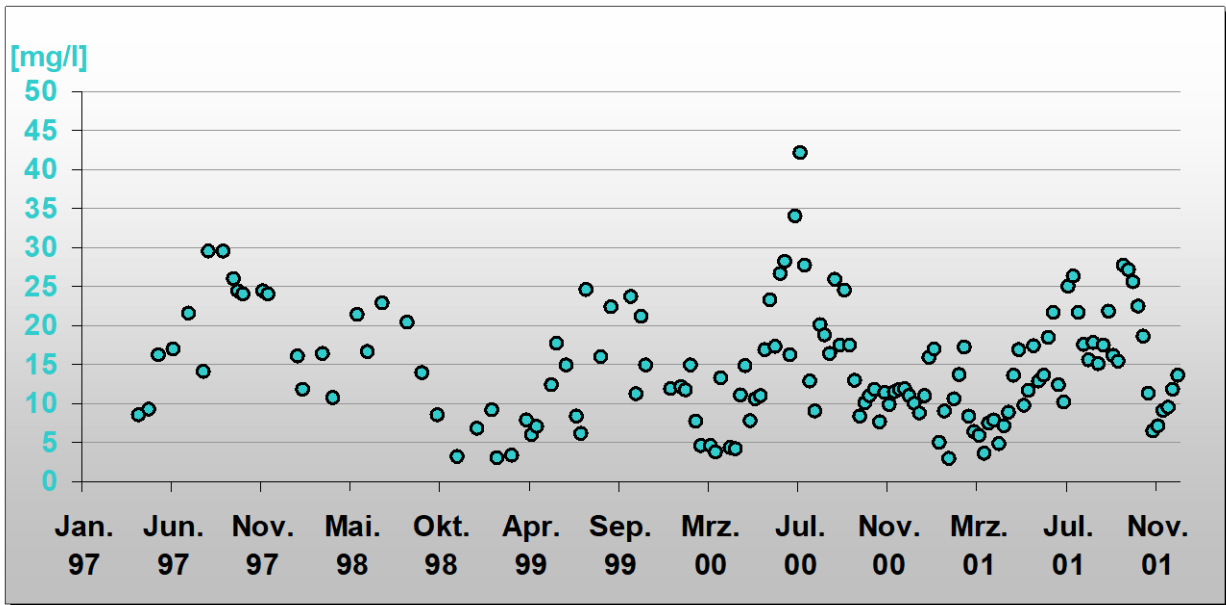


Abb. 7-9: NH₄-N-Fracht [2h-Mittel] im Zulauf der KA

Wie bereits erwähnt, wird die Stickstoffelimination durch die Abwassertemperatur beeinflusst. Folglich können auch für die Ablaufwerte der KA Tann entsprechend den nachstehenden Abbildungen erhöhte Ammoniumwerte in den Wintermonaten festgestellt werden. Mit Ausnahme eines Monats (Januar 2000, Temperatur um 6°C) konnte während des gesamten Untersuchungszeitraums der geforderte Grenzwert eingehalten werden.

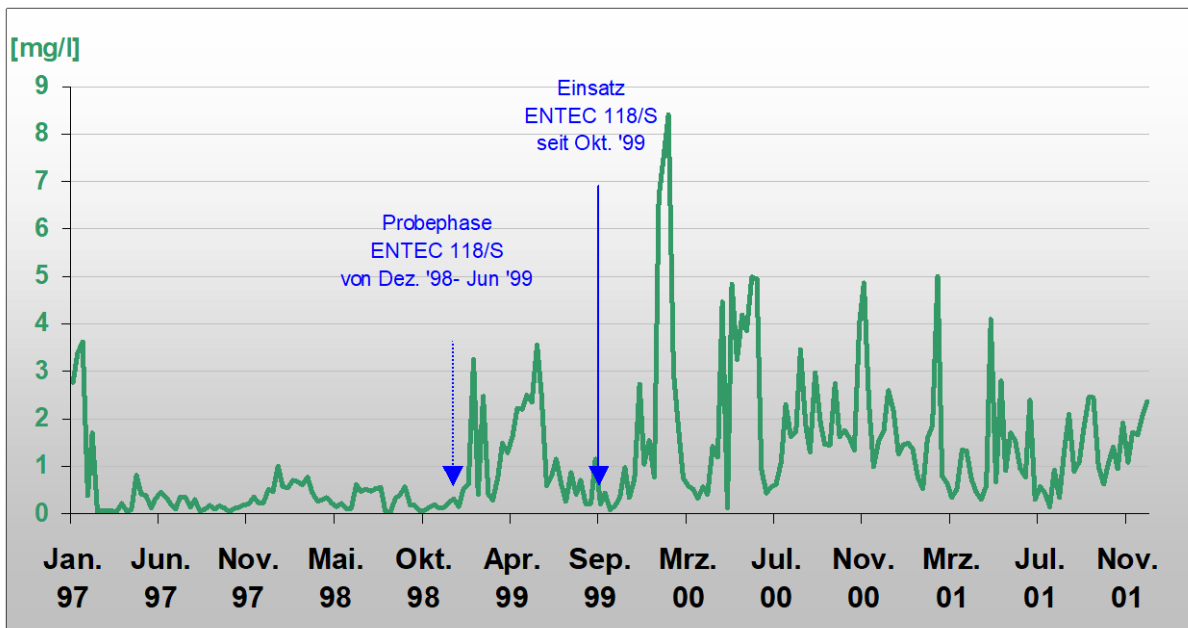


Abb. 7-10: NH₄-N-Werte im Ablauf der KA Tann/Rhön

Der ausgesprochen hohe Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte im Januar 2000 begründet sich vermutlich auf die Anfangsumstellung der 2. Phase (Wiedereinstellen der Dosierung). Die im Vergleich zum Jahre 1997 erhöhten Werte der letzten Jahre nach Einsatz des Hilfsmittels ENTEC 118/S sind auf die Reduktion des Sauerstoffeintrags (Steuerung nach dem Redoxpotential) und somit verminderte Ammonifikation/Nitrifikation zurückzuführen. Die im Ablauf gemessenen $\text{NO}_2\text{-N}$ -Werte haben sich dagegen reduziert und die N_{ges} -Werte, die auch in der Abwasserabgabe berücksichtigt werden, sind unverändert geblieben.

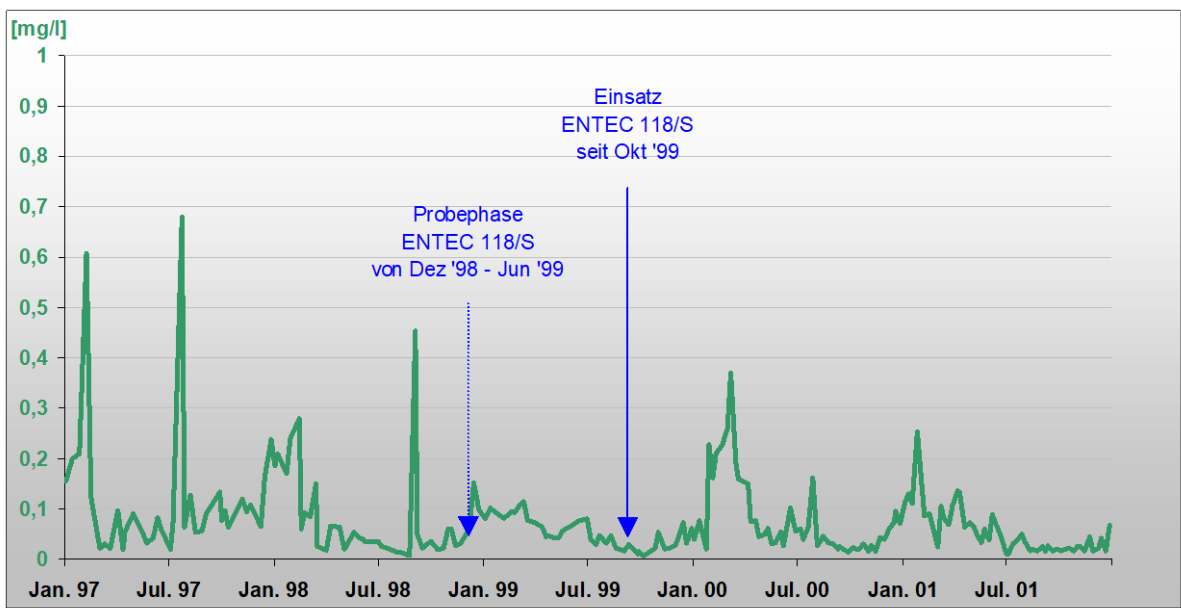


Abb. 7-11: $\text{NO}_2\text{-N}$ -Werte im Ablauf der KA Tann/Rhön

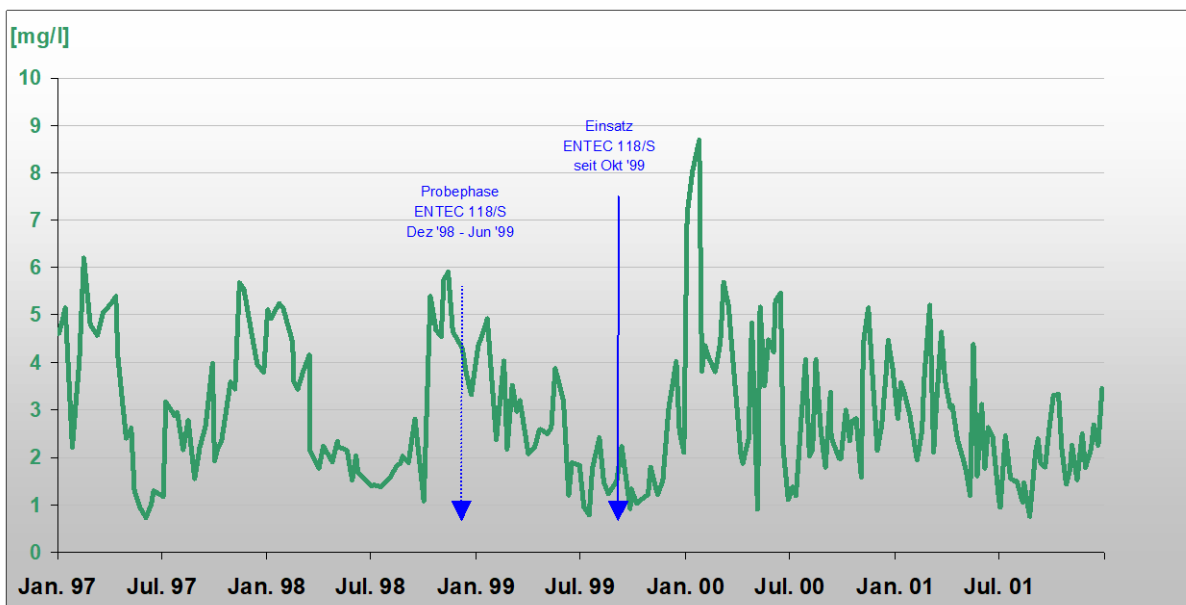


Abb. 7-12: $\text{N}_{\text{ges-anorg.}}$ -Werte im Ablauf der KA Tann/Rhön

Die Erhöhung des N_{ges} -Wertes zu Beginn des Einsatzes von ENTEC 118/S ist einerseits auf die jahreszeitlich bedingte Schwankung zurückzuführen, der verhältnismäßig rasante Anstieg kann jedoch evtl. auch auf die Probephase zurückzuführen sein, was auch für die Konzentrationsspitzen im Januar 2000 - kurz nach Beginn der erneuten Aufnahme des C-P-N-Betriebs - gilt. Zu Beginn erfolgt eine Umstellung in der Biologie und es wurde weiterhin eine Anpassung bzw. Absenkung des Sauerstoffeintrags unternommen. Da in dieser Phase die Anlage noch überwiegend mit „konventioneller“ Nitrifikation arbeitet, führt die Absenkung des Sauerstoffeintrags unmittelbar zu einer verminderten Nitrifikation. Die Absenkung des Sauerstoffeintrags ist jedoch sinnvoll und notwendig um eine möglichst schnelle Umstellung auf das C-N-P-Verfahren zu erzielen. In dieser Phase wurden deshalb erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufwerte bewußt in Kauf genommen. Im weiteren Verlauf wird jedoch erkennbar, daß durch den Einsatz von ENTEC 118/S kein negativer Unterschied zum Vorjahreswert erfolgte. Bei der Betrachtung der letzten 18 Monate kann sogar von einer Reduktion der N_{ges} -Konzentration gesprochen werden, insbesondere im Winter wurde kein starker Anstieg mehr beobachtet.

7.1.1.8 P_{ges}

Im Anhang 1 der Rahmen-Abwasser-VwV wird die Einhaltung der Phosphor-Grenzwerte für Kläranlagen ab 1200 kg BSB_5/d festgeschrieben. Da die KA Tann/Rhön für einen maximalen BSB_5 -Zulauf von 450 kg BSB_5/d ausgelegt ist (P_{ges} wird der nach der deutschen AbwV bei einer KA der GK III nicht vorgeschrieben), fällt sie nicht unter diese Gesetzmäßigkeit. Vor Beginn des Einsatzes des ENTEC-Mittels 118/S konnte die durchschnittliche Zulaufkonzentration von bis zu 8 mg/l auf 3 mg/l im Ablauf gesichert werden.

Ein positiver „Nebeneffekt“ wurde nach Einsatz von ENTEC 118/S deutlich. Vermutlich erfolgt durch das ENTEC-Mittel 118/S beim Parameter Phosphor eine gezielte Phosphatelimination. Diese wird an der KA Tann aufgrund ihrer Größe nur durch die Denitrifikation/Nitrifikation, als Nebeneffekt einer biologischen Phosphatfällung, erzielt. Nach Einsatz des ENTEC-Produktes sank der P_{ges} -Wert im Ablauf auf einen stabilen Wert unter 2 mg/l. Da dieser Parameter nach Anhang 1 der AbwV nach SE berechnet wird und der selbst auferlegte Ablaufwert derzeit bei 3 mg/l liegt, kann eine dauerhafte Senkung des Abgabeparameters P_{ges} die Kosten positiv beeinflussen. (s.a. 6.3.1)

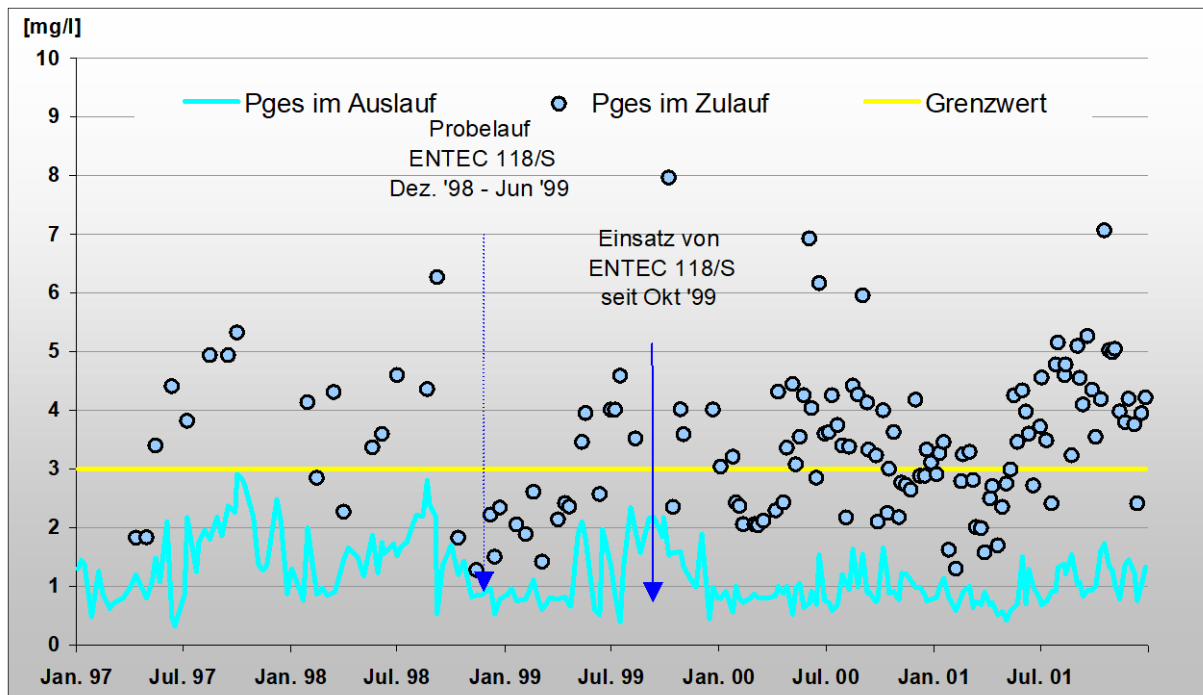


Abb. 7-13: P_{ges} -Werte im Ablauf der Kläranlage im Zeitraum 1997-2001

7.1.2 Die Schlammeigenschaften

Der eigentliche Einsatz des ENTEC 118/S wird der Verbesserung der Stickstoffelimination zugeschrieben. Das ENTEC Produkt wurde jedoch bei der KA Tann zunächst nur zur Verbesserung der Schlammeigenschaften eingesetzt. Letztlich wurde der Schlammindex nach Angaben des Kläranlagenbetreibers von Werten um 200 mg/l im Winter auf 100 bis 110 mg/l gesenkt. Zusätzlich zum ENTEC 118/S wurde gegen Ende des Jahres 2000 ein polymeres Flockungshilfsmittel namens ENTEC 049 zur Schlammbeschwerung eingesetzt. Generell hat dieses Flockungshilfsmittel den Schlammabtrieb bei Vollast verhindert und ferner Volumina in der Schlammmentwässerung geschaffen. Bis zum Einsatz des Flockungshilfsmittels wurde im Frühjahr und im Herbst auf der KA Tann/Rhön mindestens 4 Wochen lang im Schichtbetrieb gearbeitet um die vorhandenen Margen im Eindicker und der Kammerfilterpresse abzarbeiten. Durch den Einsatz von ENTEC 049 wurden Kapazitäten in der Vorentwässerung (Eindicker) frei und dadurch Betriebsprobleme vermieden. So konnte der Schichtbetrieb nach dem Einsetzen des Mittels ENTEC 118/S und 049 eingestellt werden.

Ein ursprüngliches Gutachten ermittelte die Erfordernis einer Vorentwässerung, um Reservevolumen (hauptsächlich im Schlammeindicker) zu schaffen. Dies wäre mit großen Umbauin-

vestitionen (Größenordnung ca. 100.000 €) verbunden gewesen. Durch den Einsatz beider Mittel konnte die Erweiterung der Schlammmentwässerung entfallen.

Eine weitere Baumaßnahme, die den Kläranlagenbetrieb optimieren und vor allem dem „Schlammproblem“ entgegenwirken sollte, sah den Umbau der Nachklärung vor. Die Anhebung des Wasserspiegels um ca. 1 m wäre erforderlich gewesen um hydraulische Probleme im NKB zu verhindern. Dabei hätten die Auslaufschlitze entsprechend erhöht werden müssen. Folge dessen wäre, daß der natürliche Durchfluß zum NKB durch die KA unterbrochen worden wäre und das Abwasser somit von der Belebung zum Nachklärbecken gepumpt bzw. gehoben werden müsste. Die geschätzten Umbaukosten lagen bei ca. 200.000-250.000 €.

Durch den Einbau einer Einströmhaube soll der Schlammabtrieb zukünftig auch ohne zusätzliches Fällungsmittel verhindert werden und die ursprünglich geplante Umbaumaßnahme und der Einsatz von ENTEC 049 werden überflüssig. Im Zuge dieser Maßnahme ist ebenfalls eine Anhebung/Erhöhung der maximalen Durchflußmenge auf 80-85 l/s geplant, wobei der generelle Verzicht auf das Fällungshilfsmittel ENTEC 049 und die Erhöhung des Durchflusses erst durch den Probebetrieb bestätigt werden müssen.

7.1.2.1 Der Klärschlammanfall

Der Gesamtklärschlammanfall in den Jahren 1994 bis 2001 beträgt 3.730 t, wobei sich in den letzten beiden Jahren eine sinkende Tendenz abzeichnet. Da die Schlammproduktion und folglich die Schlammmenge witterungs- und temperaturabhängig sind, sind natürliche Schwankungen möglich. Des weiteren werden seit dem Jahre 1995 rund 200 m³ Schlamm aus Klärgruben und 40 m³ aus Kleinkläranlagen auf der Kläranlage weiterbehandelt, der ursprünglich durch landwirtschaftliche Ausbringung entsorgt wurde. Im Jahre 1997 wurde zusätzlich versucht die Anlage wegen der bereits erwähnten Probleme, vor allem aber hydraulischer Probleme im NKB, mit weniger Schlamm in der Belebung zu fahren. Diese Maßnahme ergab jedoch eine zusätzliche Steigerung des Klärschlammaufkommens. Die Folge war ein Ausreizen der vorhandenen Kapazitäten und des gesamten Anlagenbetriebs (Schichtbetrieb bei der Schlammmentwässerung). Schließlich mußte diese Verfahrensweise vor allem aus Gründen welche die Erschöpfung der vorhandenen Volumina betrafen wieder eingestellt werden.

Nicht zuletzt wegen des niedrigeren Molgewichtes des Aluminiums im Vergleich zu anderen Fällungsprodukten wie z.B. Eisen können durch Aluminiumverbindungen geringere Schlamm-

Mengen erzeugt werden und im Falle der KA Tann/Rhön konnten diese Probleme durch den Einsatz von ENTEC 118/S behoben werden.

7.1.2.2 Die Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Die Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung der Stadt Tann wird seit 1994 in Zusammenarbeit mit dem Wasser- und Bodenverband des Landkreises Fulda durchgeführt. Folgendes Diagramm zeigt die jährlich anfallende Menge an Klärschlamm auf.

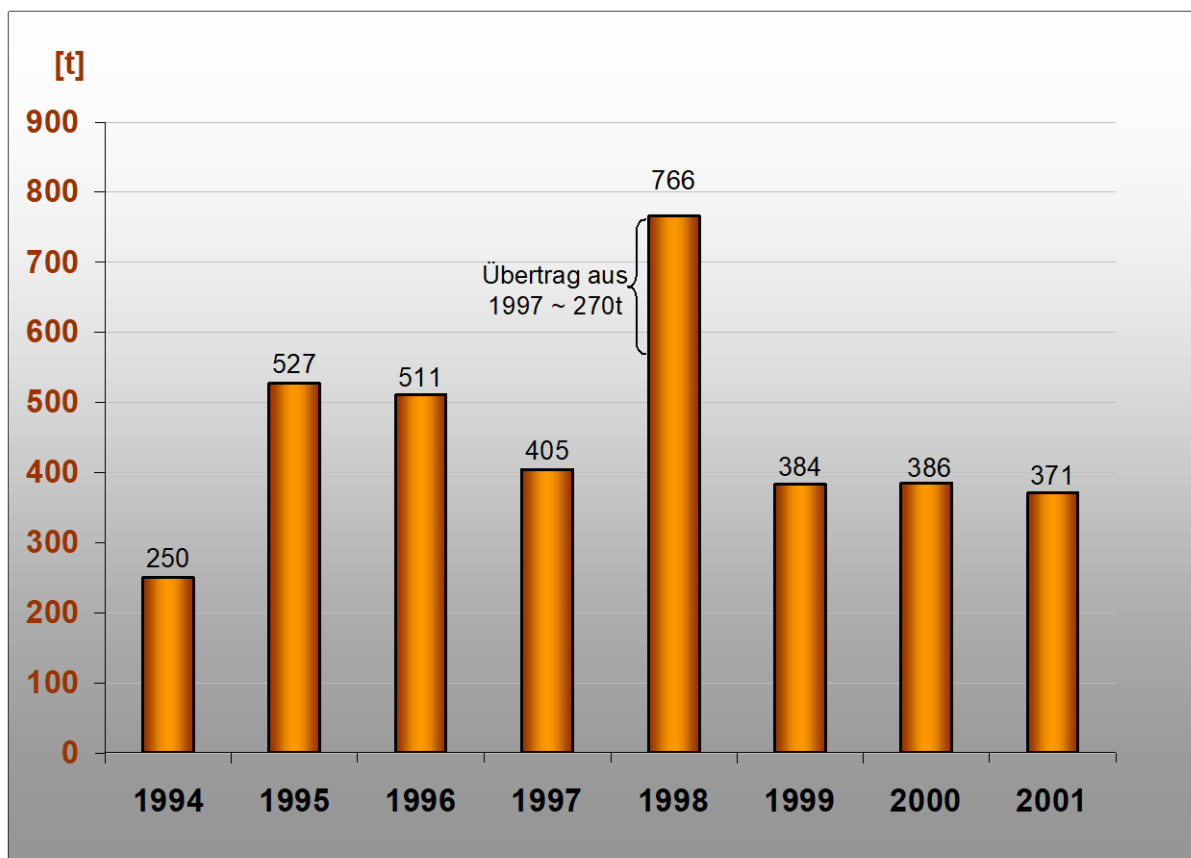


Abb.7-14: Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung im Vergleich von 1994 bis 2001 in t (Gesamtmenge 3.600 t)

Die durchschnittliche Ausbringungsmenge in den Jahren 1995 bis 1998 lag nach Berechnungen bei ca. 550 t. Das Jahr 1997 war ein sehr nasses Jahr und daraus resultierte ein erhöhter Klärschlammfall, der jedoch erst im Folgejahr in die landwirtschaftliche Verwertung einging. Der drastische Anstieg des zu verwertenden Klärschlammes im Jahre 1998 ist auf eine Veränderung der Genehmigung für die Aufbringung von Klärschlamm zurückzuführen. Damals kam die Beschränkung auf, daß ab Oktober kein Klärschlamm mehr in die Landwirtschaft einge-

bracht werden darf (Vegetationsarme Phase = Ruhephase). Da in diesem Jahr der Klärschlamm nicht rechtzeitig in die Landwirtschaft verbracht wurde kam es zu einem großen Übertrag ins Jahr 1998 und somit zu einer Erhöhung der Zahlkosten für die Entsorgung des Klärschlammes in das folgende Geschäftsjahr.

Würde man die angefallene Klärschlammmenge der Jahre 1997-1998 mitteln, käme man auf einen durchschnittlichen Anfall von ca. 580 t. Die Werte ab dem Jahre 1999 können als repräsentativ angesehen werden, da diese Jahre Durchschnittswetterjahre waren, wobei im Oktober 1998 das ENTEC-Mittel erstmalig eingesetzt wurde. Aus dem folgenden Diagramm kann man erkennen, daß die Menge zur Verwertung seit 1999 und somit seit dem Einsatz des ENTEC-Mittels, zurückgegangen ist. Der mittlere Jahresanfall lag bei ca. 550 t (1998) und ist auf ca. 380 t/a zurück gegangen. Dies ist eine durchschnittliche Verminderung von rd. 170 t/a.

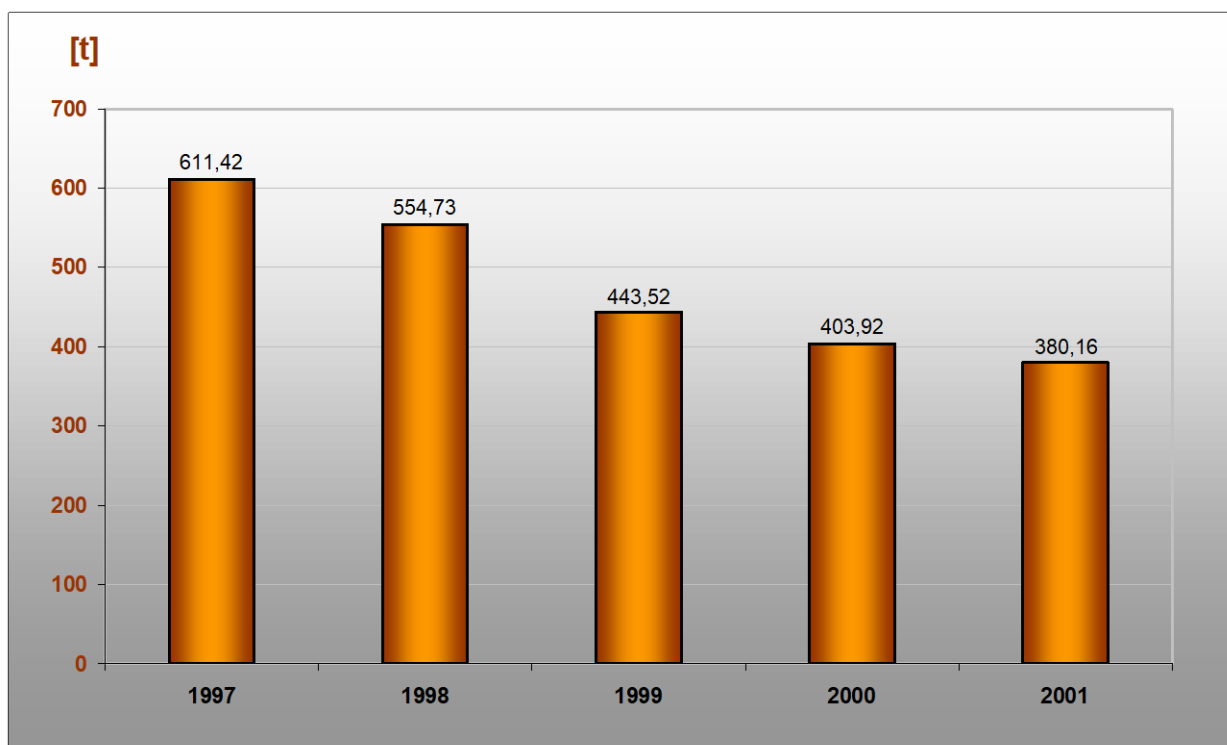


Abb. 7-15: Jährlich angefallene Klärschlamm-Menge (zum Abtransport in die LW)

7.1.2.3 Schlamm Trockensubstanz

Die Bestimmung des Feststoffgehalts bzw. der Trockensubstanz (TS) ist im Rahmen der Schlammbehandlung von besonderer Bedeutung, da sowohl der TS-Gehalt als auch der

Wassergehalt die Schlammmenge in hohem Maße beeinflussen. Wird ein hoher Feststoffgehalt erreicht, sind trotzdem geringere Schlammvolumina möglich.

Wie aus Abb. 7-16 ersichtlich, haben sich die TS-Gehalte seit Einsatz des ENTEC-Produkts nicht verändert. Er wurde weitgehend konstant bei 4 mg/l belassen. Schwankungen sind auf die jahreszeitlich bedingten Temperaturunterschiede zurückzuführen.

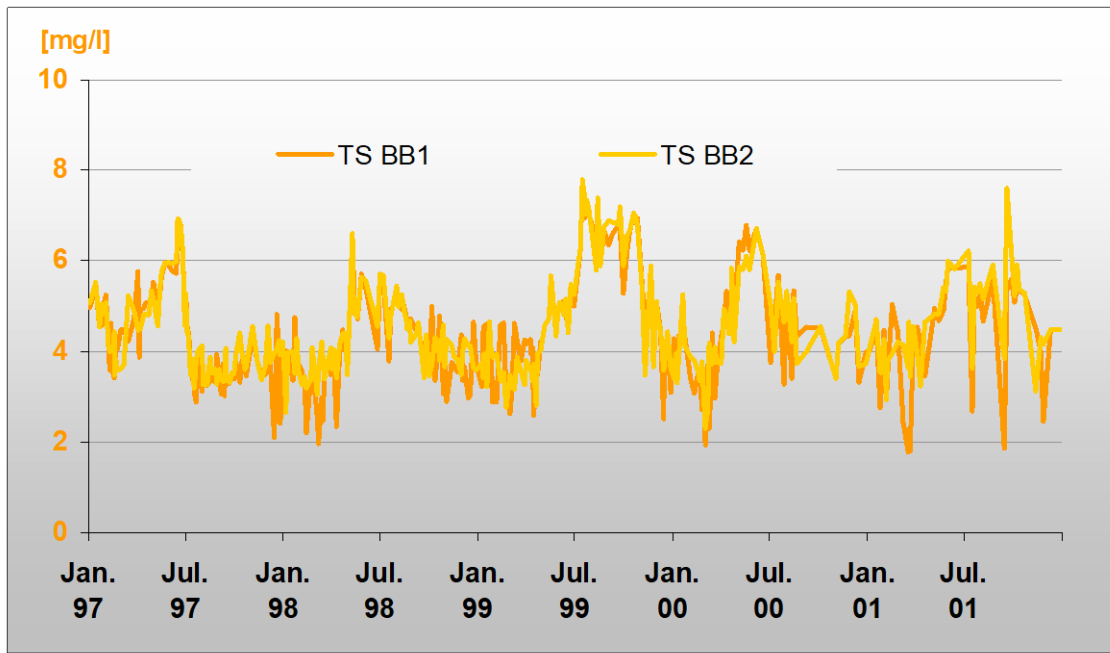


Abb. 7-16: Trockensubstanz-Gehalte im BB der KA Tann

7.1.2.4 Schlammvolumen und Schlammindex

Das Schlammabsetzvolumen bzw. Schlammvolumen (VS) des Belebtschlammes ermittelt sich aus dem Volumenanteil in einem 1000 ml Standzylinder der bei ungestörtem Absetzen nach 30 Minuten erreicht wird. Er gibt Hinweis auf die Menge an biologisch aktiver Masse im Belebungsbecken.

Der Schlammindex (ISV) kennzeichnet die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes und errechnet sich indem man das Schlammvolumen durch den Trockensubstanzgehalt dividiert. Dieser wird durch Filtrieren und anschließende Trocknung bei 105 °C und Wägung der Filtergewichte ermittelt.

Unter normalen Bedingungen liegt der Schlammvolumenindex (ISV) bei kommunalen Kläranlagen zwischen 80 und 120 mg/l (HARTMANN, 1992).

Wenn ungünstige Betriebsbedingungen, die durch Veränderung ökologischer Faktoren, bei Überlastung aber auch Unterlastung und vielen, z.T. noch unbekanntem Ursachen entstehen können, das Wachstum fadenförmiger Organismen fördern, kann es bis zur „Nichtabsetzbarkeit“ des Schlammes kommen – sogenannter Schwimm- oder Blähschlamm entsteht. Da sich dieser nicht absetzt, verhindert er die Ausbildung einer ausreichend großen Belebtschlammmenge im System, treibt ab und wirkt sich negativ auf die Reinigungsleistung aus.

Der Schlammindex wurde in regelmäßigen Abständen ermittelt. Zu Zeitpunkten eines erhöhten ISV wurden jedoch keine Auswertungen vorgenommen und sind somit aus folgendem Diagramm nicht ersichtlich. Laut Anlagenbetreiber war vor Einsatz des ENTEC-Produkts vor allem in den Wintermonaten ein ISV > 150 ml/g keine Seltenheit. Die folgende Abbildung verdeutlicht die Entwicklung des ISV der letzten Jahre.

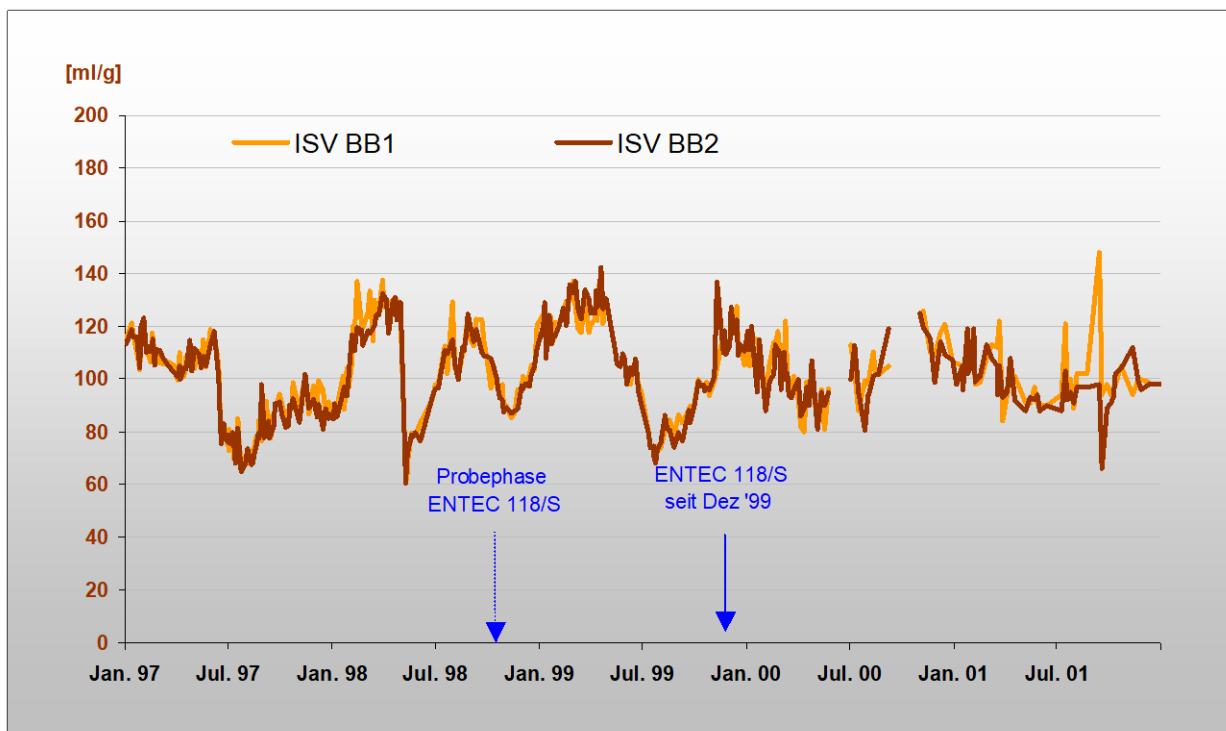


Abbildung 7-17: ISV der KA Tann von 1997-2001

Gleichzeitig verbesserten sich die Absetzeigenschaften des Schlammes, was sich durch die verbesserte Sichttiefe im NKB bemerkbar machte. Nach Aussagen des Kläranlagenbetreibers lagen die Sichttiefen vor Einsatz des ENTEC-Produktes bei 60-70 cm und erreichen heute Werte von bis zu 140 cm.

7.1.2.5 Überschußschlamm

Die abgezogenen Überschußschlamm-mengen des Zeitraums **vor** Versuchsbeginn liegen nicht im Detail vor und können somit nur näherungsweise angegeben werden. TS/RS-Gehalte wurden erst in den letzten 3 Jahren ermittelt. Nach Informationen des Kläranlagenbetreibers lag die monatliche Überschußschlamm-menge bei ca. 1.200 m³ entsprechend einem TS-Gehalt von ca. 12 g/l und einer TS-Masse von 172 t/a.

Die Berechnung erfolgte infolgedessen durch überschlägige Berechnung der TS-Gehalte im Belebungsbecken. Aus der tatsächlich anfallenden Klärschlamm-menge [in t] wurde die Trockensubstanz [TS] über den Entwässerungsgrad ermittelt. Optimal wäre die Berechnung unter Zugrundelegen des TS-Gehaltes am ersten und letzten des jeweiligen Monats. Da dieser im Bilanzzeitraum jedoch in unregelmäßigen Abständen ermittelt wurde, fließen jene Werte in die ÜSS-Ermittlung ein, die diesen Zeitpunkten am Nächsten liegen.

Durch die folgende Bestimmung der Überschußschlamm-Produktion (ÜSS) durch Massenbilanzierung kann die Wirksamkeit des ENTEC-Verfahrens bestätigt werden.

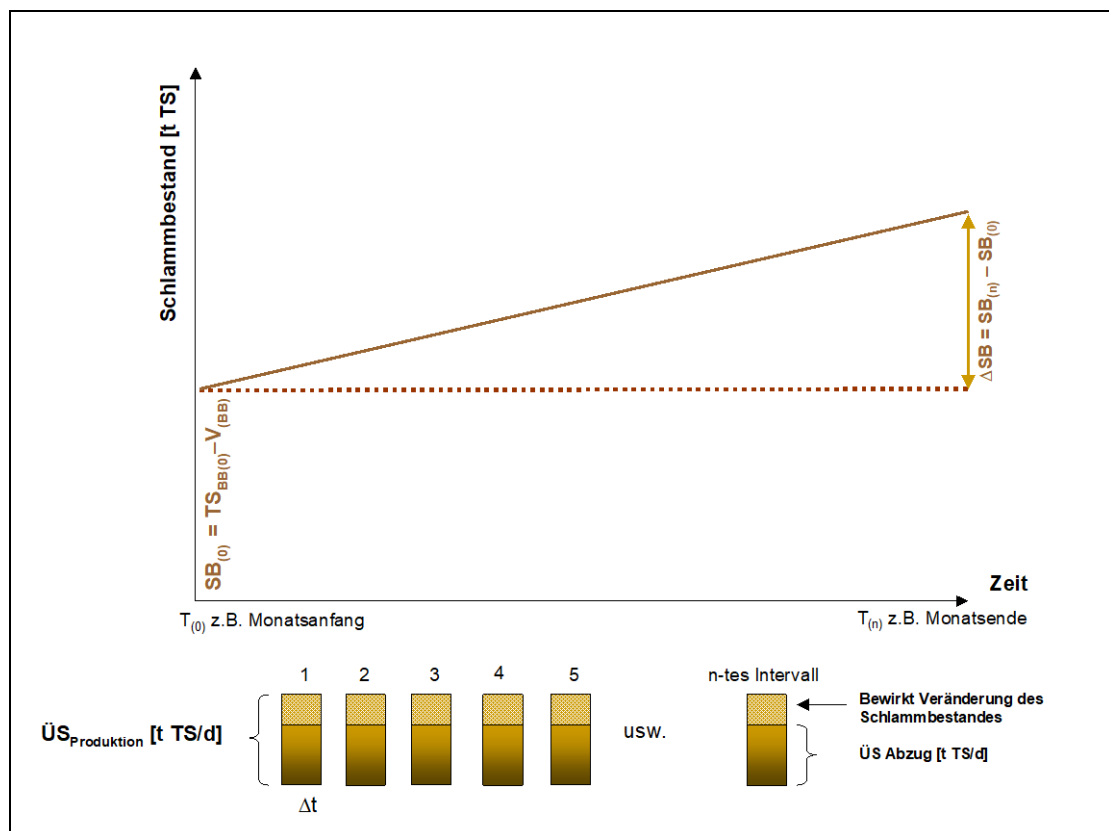


Abb. 7-18: Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung des ÜSS (Massenbilanz, IWB 2001)

Durch die Differenz des Schlammbestandes im Belebungsbecken zu Beginn eines Bilanzzeitraums und am Ende, zuzüglich der in diesem Zeitraum abgezogenen ÜSS-Menge, kann die tatsächliche ÜSS-Produktion ermittelt werden.

Die Auswertung der tatsächlich anfallenden Überschußschlamm-Menge erfolgt durch monatliche Differenzbildung und wird sowohl in Tonnen als auch in Prozent angegeben.

Folgendes Diagramm verdeutlicht die Reduktionsrate im Bilanzzeitraum von 1997-2001.

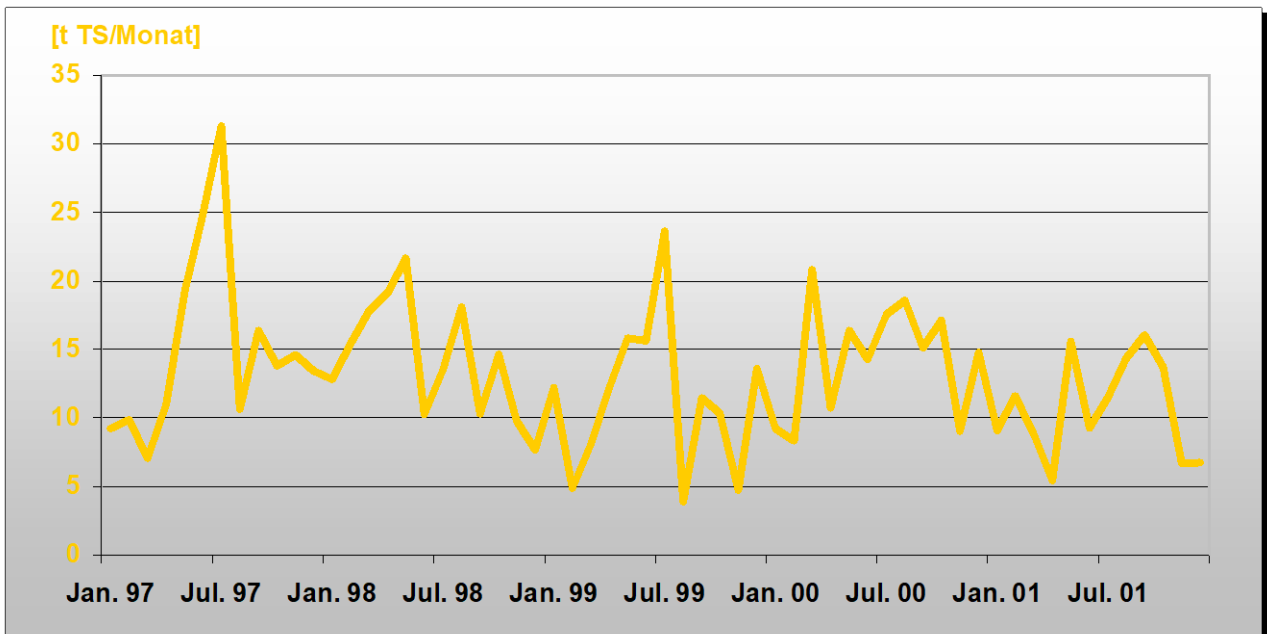


Abb. 7-19: Monatlicher Überschußschlammanfall im Zeitraum 1997-2001

Bei dem Vergleich der Bilanzzeiträume **vor** (1997) und **nach** (2001) dem Einsatz von ENTEC 118/S ermittelt sich eine Reduktion von ca. 20 %. Die Berechnung der ÜSS-Menge befindet sich im Anhang.

Zeitraum 1997-2001		
1997	181,33	t TS
2001	143,61	t TS
Differenz	-37,72	t TS
Reduktion	20,80	%

Tab. 7-1: ÜSS-Produktion im Vergleich

Die Abweichungen zu den Werten, die sich aus der Bilanz des Klärschlamm-bilanzierung ergeben (ÜSS = 20% - Klärschlamm LW = 30%) rühren vermutlich aus der verminderten Kalk- und Eisen III-Zugabe und aus verbesserter Schlammentwässerung. Die TS-Gehalte und die Mengen von Kalk und Eisen III liegen nicht detailliert vor. Dennoch ist davon auszugehen, daß sich der Bedarf an Konditionierungsmitteln äquivalent zur Klärschlammmenge verringert hat.

8 Wirtschaftlichkeitsuntersuchung nach LAWA

8.1 Vorbemerkung

Um die Kosten und die Wirtschaftlichkeit eines Verfahrens vergleichen zu können, ist eine Kostenschätzung unterschiedlicher Varianten erforderlich. Der Kostenvergleich wird entsprechend der Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) durchgeführt. Mit diesen Leitlinien hat die Ländergemeinschaft Wasser ein Berechnungsschema entwickelt, daß Kosten finanzmathematisch aufbereitet.

Bei dem Kostenvergleich werden sämtliche über einen Betrachtungszeitraum (50 Jahre) entstehenden Kosten mit der Diskontierungs-, bzw. Annuitätsmethode für die untersuchten Varianten auf eine Vergleichsgrundlage gebracht.

Als Varianten stehen hier Kläranlage „A“ **mit** bzw. „B“ **ohne** Einsatz von ENTEC 118/S zur Diskussion. Kosten werden bei dieser Art der finanzmathematischen Aufbereitung unterschieden nach Investition, Reinvestition und laufende Kosten. Bei der Berechnung wird davon ausgegangen, daß die Preissteigerungsrate bei 2 % und der Realzins bei 3 % liegt. Als Ergebnis liefert die LAWA-Berechnung einen Projektkostenbarwert bzw. die Jahreskosten, die für die Abschreibung des Vermögens aufgewendet werden müssen. Die Kostenberechnung wird für eine entsprechende Neuanlage durchgeführt. Der Wert der Neuanlage ist für beide Varianten der gleiche.

Somit ist der finanzielle Nutzen des Einsatzes von ENTEC über den Differenzbetrag der Varianten erkennbar. An dieser Stelle muß darauf hingewiesen werden, daß es sich bei dem Vergleich um eine Kostenschätzung handelt, die ggfs. bei der Verwirklichung eine detailliertere Betrachtung erfordert. Baupreise und auch Betriebsmittelkosten unterliegen Schwankungen entsprechend der wirtschaftlichen Konjunktur, so daß genaue Aussagen oftmals nur schwerlich getroffen werden können.

Im nachfolgenden Kapitel werden die in die Kostenrechnung eingehenden Faktoren aufgeführt und kommentiert. Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist auf eine Darstellung der Berechnung im Text verzichtet worden. Sie ist aber im Anhang aufgeführt und kann dort nachvollzogen werden.

8.2 Kostenansätze

8.2.1 Investitionskosten

Als Investitionskosten werden für die Erstellung der Kläranlage, Betriebszeitraum 25 Jahre, entsprechend 500 € pro Einwohnerwert angesetzt. Weitere Investitionskosten entstehen bei der Variante B für die Fällmittelstation. Hier werden 80.620 € angesetzt. Diese werden nach einem Angebot der Fa. HeiENTEC veranschlagt. Sie setzen sich folgendermaßen zusammen:

Das Stationsgebäude	54.000 €
Die Meßeinrichtung	3.000 €
Nitra-Software	2.500 €
TÜV, Transport	3.000 €
Lieferung und Inbetriebnahme	1.500 €
Eventualposition	500 €
Umbau, Elektronik	5.000 €
Summe (Netto)	69.500 €
Summe incl. MwSt.(Brutto)	80.620 €

Tab. 8-1: Veranschlagbare Kosten für eine stationäre Fällmittelstation

Ist der Betriebszeitraum für die Anlage erloschen, kommt es zur Reinvestitionsphase.

8.2.2 Laufende Kosten

Unter laufenden Kosten versteht man die Kosten, die beim laufenden Betrieb der Anlage anfallen. Dies können Material-, bzw. Personalkosten sein. Beispiele sind Kläranlagenpersonal, Stromkosten, Entsorgungskosten, Fällmittelkosten, aber auch Gebühren welche z.B. durch die Abwasserabgabe entstehen.

8.2.2.1 Stromkosten

In den Betriebsberichten sind die kWh der einzelnen Belüfter- und Wirbeljets nach Betriebsstunden erfaßt. Da die tägliche Laufzeit jedoch keinen Unterschied zwischen Nieder- und

Hochtarif (NT und HT) macht und die genauen Kosten durch den Energieversorgungsunternehmer (EVU) ermittelt werden, wird es für sinnvoll erachtet, die Werte des Stromversorgers als Berechnungsgrundlage zu nehmen. In diesen werden die tatsächlichen Werte wie NT und HT veranschlagt, die aus den Betriebstagebüchern nicht entnehmbar sind.

So ermitteln sich z.B. nach dem Betriebstagebuch 247.316 kWh, während das EVU für den gleichen Zeitraum nur 238.450 kWh abrechnete. Diese Differenzen erfolgen aus Ableseunterschieden wie unterschiedlichen Ablesezeitpunkte und/oder Abweichungen der Meßinstrumente. Letztlich maßgebend (für den Kläranlagenbetreiber) sind die vom EVU veranschlagten und tatsächlich anfallenden Stromkosten. Daher kann die Kostenaufteilung zwischen Biologie und Anlage auf Basis der verzeichneten kWh nur geschätzt werden.

Betrachtet man sich den Energiebedarf einer Kläranlage näher, so wird deutlich, daß der größte Teil des Energiebedarfs von Anlagenteilen der Biologie (Belüfter, Rührwerke, Pumpen etc.) benötigt wird. Nach Angaben des KA-Betreibers entstehen ca. ein Drittel der Energiekosten im Bereich der Biologie. Im Folgenden werden die Kosten für die Biologie auf 2/3 geschätzt, das verbleibende Drittel geht auf die Anlage. Nach LAWA werden die Anlagenkosten als feste Kosten angesehen und ändern sich somit nicht. Das bedeutet, daß sich die Kosten, hinsichtlich der Stromkostenentwicklung anteilig verlagern.

8.2.2.2 Stromkostenverteilung

Im folgenden Diagramm wird ersichtlich, daß die Stromkosten der KA Tann kontinuierlich zurückgegangen sind, obwohl im Laufe der letzten Jahre die eingeführte Stromsteuer erhoben wurde und eine Stromkostenerhöhung zur Folge haben müßte. Der Rückgang der Stromkosten ist jedoch auf die durchgeführten Optimierungsmaßnahmen zurückzuführen. So wurde eine Min/Max-Abschaltung installiert, die so ausgelegt ist, daß Pumpen, Belüfter und andere elektrische Anlagenteile nur bei Bedarf ein- und ausgeschaltet werden, d.h. sie ist so definiert, daß elektrische Anlagenteile bei einer gewissen Kilo-Watt-Stunde an- bzw. abgeschaltet werden.

Des Weiteren wurde die Kompensationsanlage erneuert, Änderungen in der Steuerung vorgenommen und der Chemikalieneinsatz reduziert.

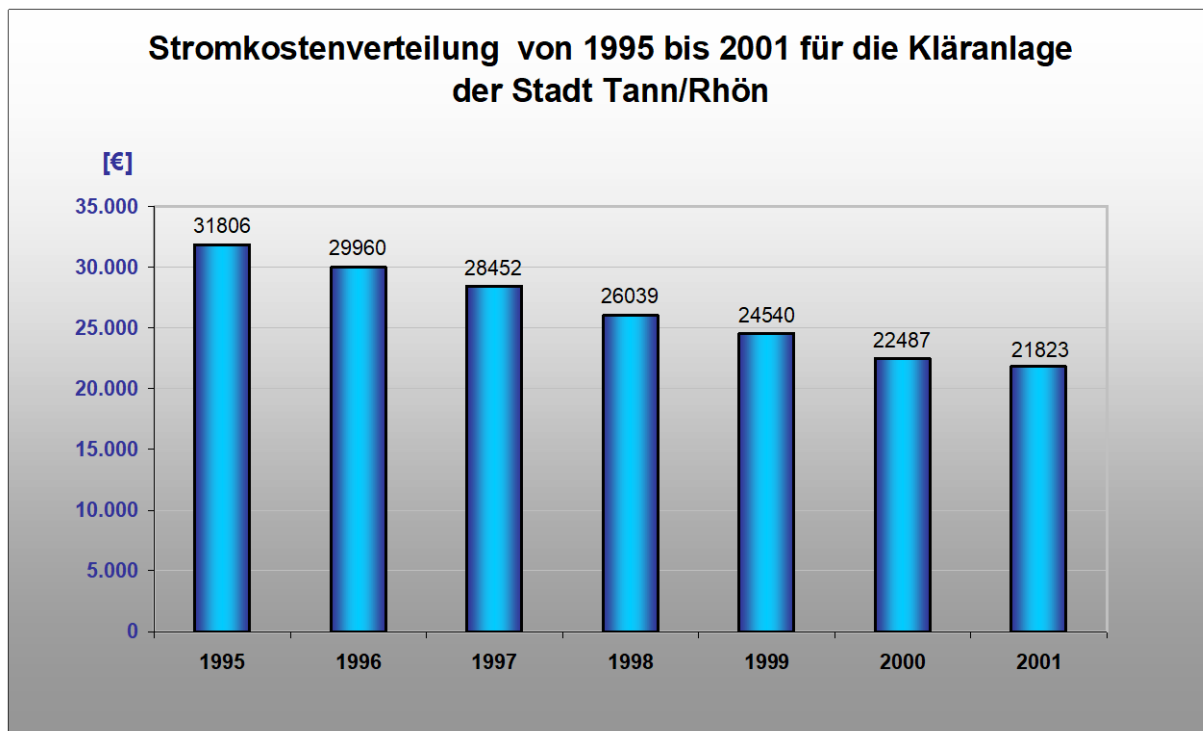


Abb. 8-1: Stromkostenentwicklung der KA Tann von 1995-2001

Im Jahre 1999 ist die Summe der verbrauchten Gesamtkilowattstunden leicht gestiegen. Dies läßt sich begründen durch den Einsatz des zweiten Fällmittels ENTEC 049, welches ein Rührwerk für die Mischanlage, zwei Dosierpumpen und eine Pumpe für die Trübungsmessung erforderlich machte. Da das Produkt sehr empfindlich auf negative Temperaturen reagiert, wurden des weiteren beheizbare Schläuche und zwei Heizgeräte für die Behälterheizung im Container installiert. Im Gegenzug reduzierten sich laut Anlagenbetreiber die Stromkosten durch die zusätzliche Min/Max-Abschaltung und geringere Laufzeiten der Belüfter. Diese Maßnahme beeinflusst die Wirtschaftlichkeitsberechnung des ENTEC-Produktes nicht und fließt aus diesem Grunde nicht in die Wirtschaftlichkeitsuntersuchung ein.

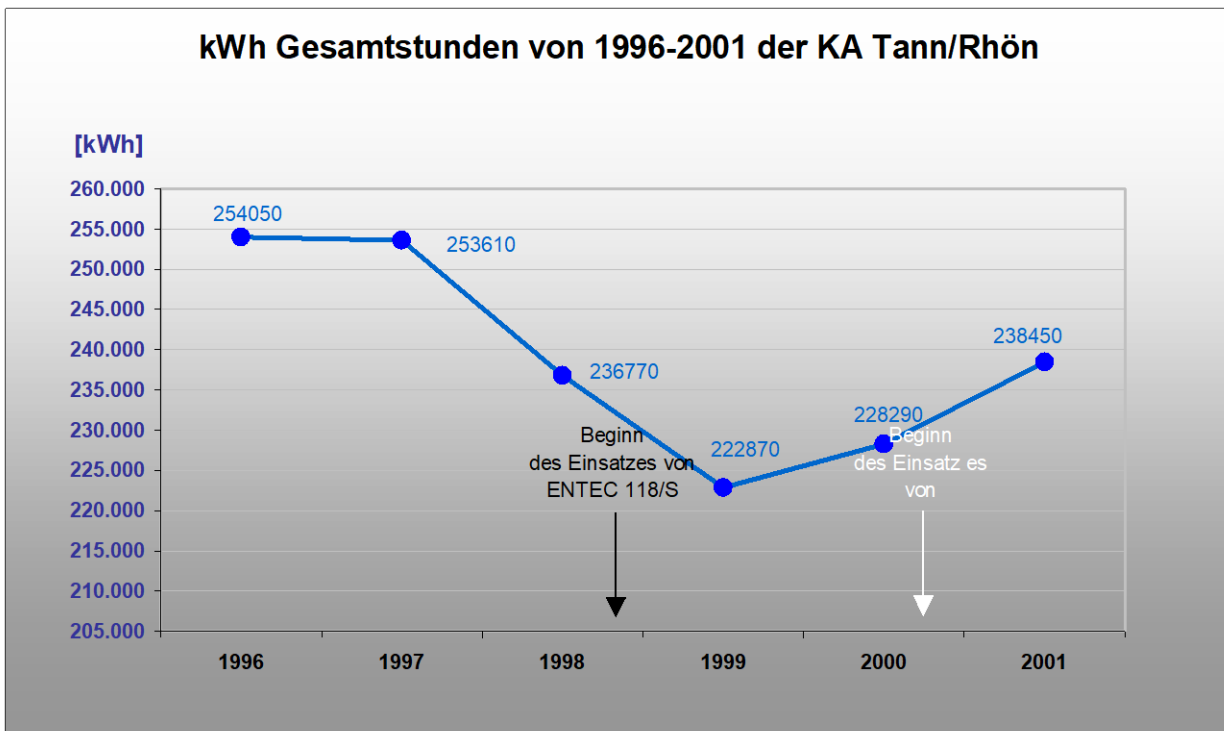


Abb. 8-2: Verbrauch an Gesamtkilowattstunden der KA Tann von 1996-2001

8.2.2.3 Stromkostenübersicht

Betrachtet man den Verbrauch an Gesamtkilowattstunden [kWh] der Jahre 1996-1999 so wird ersichtlich, daß der Verbrauch gesunken ist. Bedingt durch den Einsatz vermehrter elektronischer Gerätschaften (4 Pumpen, 1 Rührwerk, Heizstation etc.) für die Fällmittellstation erfolgt eine Erhöhung des Gesamtkilowattstundenverbrauchs. Das Diagramm über die Kostenübersicht bestärkt jedoch die Aussage von 8.2.2.1.

8.2.2.4 Ausblick für künftige Stromkosten

Nachdem das neue Stromsteuergesetz mit Wirkung zum 01. April 1999 in Kraft trat und durch das Gesetz zur Fortführung der ökologischen Steuerreform mit Wirkung zum 15. Februar 2000 geändert wurde, sind die Preise für den Stromabnehmer drastisch gestiegen. Durch die geänderte Fassung des Stromsteuergesetzes (StromStG) in das "Gesetz zur Fortführung der ökologischen Steuerreform" mit Wirkung zum 15.02.2000 und nach weiteren deutlichen Preisanhebungen zum Oktober 2000 und Januar 2001 zeichnen sich

weitere Preisanpassungen ab. So werden die Stromkosten, selbst bei gleichbleibendem Verbrauch, ab 2002 voraussichtlich um bis zu 30% steigen. Folgende Faktoren sind hierfür seitens des Stromlieferanten bzw. des Gesetzgebers verantwortlich:

Jahr	ab 04/1999	2000	2001	2002	ab 2003
Euro	10,20	12,80	15,30	17,90	20,50

Abb. 8-3: Entwicklung der Kosten für die Stromsteuer in €/MWh (STROMSTEUER, 2002)

Die Stromsteuer wird von 15,30 € auf 17,90 € je MWh erhöht

Der Grundpreis wird von 69 € auf 80 € erhöht

Die neu eingeführte Abgabe nach dem EEG von 2,50 € je MWh

Die neu eingeführte Abgabe nach dem KWKG von 2,70 € je MWh

Die Verteuerung des Niedertarifs von 38,30 € je MWh auf 49,60 € je MWh

Um eine Expansion der Stromkosten in Zukunft zu unterbinden, sollten Möglichkeiten und Maßnahmen die eine Reduktion auf Seite der Stromkosten erwirken, besonderer Aufmerksamkeit gelten.

8.2.3 Betriebsmittelkosten

Die Betriebsmittelkosten sind jene Kosten die für Hilfsstoffe beim täglichen Betrieb der KA anfallen. Hierzu gehören die Kosten für die Schlammkonditionierung und die Kosten für ENTEC 118/S. Da sich durch den Einsatz von ENTEC 118/S eine Veränderung der Gesamtjahresmenge an Klärschlammanfall ergab, reduzierten sich folglich auch die Kosten für die Konditionierungsmittel. Im Jahre 1997 lag der Schlammanfall bei ca. 550 Tonnen und reduzierte sich während des Einsatzes von ENTEC 118/S auf rund 370 Tonnen im Jahre 2001 mit dem Ergebnis, daß sich der Bedarf an Eisen III und Kalkhydrat entsprechend dem verminderten Schlammanfall senkte.

8.2.4 Entsorgungskosten

Bei der hier vorliegenden Kostenbetrachtung wird nur die Klärschlammentsorgung berücksichtigt. Die Kosten für die Rechengutentsorgung sind in beiden Varianten identisch und werden nicht berücksichtigt. Wie schon in Kap 6.1.2.3 erwähnt, ist der mittlere Jahresanfall von ca. 550 t/a auf ca. 380 t/a zurückgegangen. Bei einem angesetzten Entsorgungspreis

von 74,36 €/t und einer durchschnittlichen Verminderung von rd. 170 t/a, ergeben sich in Kosten für die Klärschlammverwertung ausgedrückt jährliche Einsparungen von rund 12.600 €. In diesem Betrag sind die Einsparungen für den Strombereich, die Konditionierungsmittel, sowie längere Maschinenlaufzeiten (höherer Verschleiß) noch nicht enthalten. Dennoch ist davon auszugehen, daß der künftige Anfall an zu verwertendem Klärschlamm etwa den Mengen der letzten drei Jahre entsprechen wird, sofern keine bedeutenden Veränderungen eintreten.

Einsparungen darüber hinaus können voraussichtlich nur noch durch Erweiterungen (Umbauten) oder optionale Maßnahmen, wie z.B. Steuerungsverbesserungen und genauere Dosierung der eingesetzten Mittel erzielt werden.

Da die landwirtschaftliche Klärschlammentsorgung vermehrt in der öffentlichen und fachlichen Diskussion steht, muß geprüft werden, ob die stoffliche Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft auch in Zukunft einen bedeutenden Entsorgungsweg darstellen kann. Es ist jedoch unter der ökobilanziellen Betrachtung fraglich, ob Klärschlämme zukünftig vermehrt thermisch entsorgt werden sollten.

8.2.5 Personalkosten

Die Personalkosten der Kläranlage werden mit 40 €/(Pers.*EW*a) angesetzt. In den Personalkosten enthalten sind Lohn- und Gehaltskosten sowie Sozialkosten und dgl.

8.2.6 Abwasserabgabe

Für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer ist eine Abgabe zu zahlen. Diese Abgabe wird durch das Abwasserabgabengesetz geregelt und richtet sich nach der Schädlichkeit des Abwassers, die unter Zugrundelegung der Abwassermenge, der oxydierbaren Stoffe (CSB), die Nährstoffe Stickstoff (N_{ges}) und Phosphor (P_{ges}) sowie der Schwermetalle und organischen Halogenverbindungen erhoben wird. Wie schon in Kap. 4.2 erläutert wird die Schädlichkeit des Abwassers im Ablauf durch eine Schadeinheit (SE) ausgedrückt. Eine Schadeinheit beträgt derzeit 35 €.

Bei Erfüllung/Einhaltung der Grenzwerte (staatliche Untersuchung) wird auf den Abgabebetrag eine Ermäßigung gewährt. Diese betrug 1998 noch 75%. Derzeit beläuft sich die Ermäßigung auf 50% und wird zukünftig nur noch 25% ausmachen. Das bedeutet, daß sich die Kosten für die Abwasserabgabe im Laufe der letzten 5 Jahre verdoppelt haben bzw. verdreifachen werden. Folgende Tabelle veranschaulicht diese Kostenentwicklung am Beispiel des

Parameter CSB:

Jahr	Schadeinheiten kg	Abgabesatz in €	Verminderter Abgabensatz in €	Tatsächliche Abgabe €
1998	650	35	8,75 (25%)	4.900
2000	650	35	17,50 (50%)	9.800
2002	650	35	26,50 (75%)	14.700

Tab. 8-2: Kostenentwicklung der Abwasserabgabe in den letzten Jahren am Bsp. CSB

Die Abwasserabgabe wird in der Berechnung nach LAWA **nicht** mit berücksichtigt.

Grund für das Auslassen der Kosten, die die Abwasserabgabe verursacht, ist die Tatsache, daß diese Abgabe, wie oben in der Tabelle erläutert, eine sehr komplexe Berechnung erfordert, die jährlich verändernden Preisschwankungen unterliegt und letztlich nicht auf die Wirtschaftlichkeit des ENTEC-Produkts zielt. Durch die folgenden zwei Szenarien soll dies veranschaulicht werden.

Szenario I – mit Abwasserabgabe:

Die Kosten für die Abwasserabgabe richtet sich nach der Jahreschmutzwassermenge die nach der Dichtemittelmethode ermittelt wird und gleichzeitig der, in den Vorfluter abgegebenen, Schadstofffracht (SE). Diese variieren jährlich und wurden in den letzten 5 Jahren sehr unterschiedlich bewertet bzw. ermittelt. Die Dichtemittelmethode stellt eine Alternative zur klassischen Bestimmung der Jahresabwassermengen dar. Sämtliche verfügbaren Werte werden in Klassen aufgeteilt. Die Klassifizierung erfolgt nach dem AbwAG. Das Mittel der Klasse mit den meisten Werten wird zur Bestimmung der Jahreschmutzwassermenge herangezogen. Die Klassenbreite wird wie folgt bestimmt :

$$\frac{\text{größter Wert [m}^3\text{/d]} - \text{kleinster Wert [m}^3\text{/d]}}{\sqrt{\text{Anzahl der auswertbaren Werte}}} = \text{Klassenbreite [m}^3\text{/d]}$$

Bezogen auf die Grenzwerte ergab sich durch deren Einhaltung, eine Ermäßigung von 75% und somit Kosten in Höhe von 13755,30 € bei einer Summe von 1.537,29 SE. Bei gleicher Schadstofffracht lagen die Kosten im Jahre 2001 bei 27.510,60 €, was eine Verdopplung der Abgabe bedeutet (verminderter Abgabesatz nur noch 50%).

Eine Reduktion von P_{ges} von 3 auf 2 mg/l führt somit zu einer Verminderung der Abwasserabgabe um ca. 8.000 €. Hinsichtlich dessen, daß die Verminderung des Abgabesatzes auch

bei Einhaltung der Grenzwerte zukünftig ganz wegfallen soll, ist jede Reduktion des Abgabeparameters ratsam und führt zu Einsparungen auf Seite der laufenden Kosten.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Abwasserabgaben-Rückverrechnung. Diese bezieht sich auf die bezahlte Abwasserabgabe der letzten 3 Jahre. Um diese in Anspruch nehmen zu können, wird vorausgesetzt, daß mindestens **ein** abgabepflichtiger Parameter dauerhaft um mindestens 20% reduziert werden kann. Im Falle der KA Tann/Rhön ist vorgesehen den abgabepflichtigen Parameter Phosphor zu reduzieren. Derzeit liegt der Grenzwert bei 3 mg/l. Die Phosphatelimination konnte, mit Hilfe des ENTEC-Produktes ENTEC 118/S, soweit optimiert werden, daß der Grenzwert auf 2 mg/l herabgesetzt werden kann (Reduktion um 33%).

Die Investitionskosten für die Fällmittelstation können nun bei der Wasserbehörde geltend gemacht und im Rahmen der Rückverrechnung zurückerstattet werden. Diese Rückverrechnung setzt die in 3 Jahren gezahlte Abwasserabgabe an und verrechnet sie mit den anfallenden Kosten der Fällmittelstation. Weitere Voraussetzung ist allerdings, daß die Abwasserabgabe höher als die der Investitionskosten ist.

Im Falle der KA Tann/Rhön betragen die voraussichtlichen Kosten der Fällmittelstation 80.620 € und können somit geltend gemacht werden, da die Kosten der Abwasserabgabe der letzten 3 Jahre (1999-2001) bei 145.028,22 € lag.

Szenario II – ohne Abwasserabgabe:

Da, wie in Szenario I beschrieben, die Berechnung der Abwasserabgabe von vielen verschiedenen Faktoren abhängt und damit eine Vergleichbarkeit der Varianten „A“ und „B“ verkompliziert, wurde die Berechnung nach LAWA ohne die Abwasserabgabe erstellt.

Des weiteren soll die Wirtschaftlichkeitsuntersuchung die Wirksamkeit von ENTEC 118/S - hinsichtlich der veränderten Schlammeigenschaften - verdeutlichen. Aus diesen Gründen wurde der Schwerpunkt auf die Kostenreduktion, vor allem bei der Klärschlamm Entsorgung und Dezimierung des Konditionierungsmittelbedarfs, gelegt. Kosten die durch eine mögliche Rückerstattung zu weiteren Einsparungen auf Seite der laufenden Kosten führen, werden demzufolge nicht betrachtet.

8.3 Zusammenstellung der Kosten nach LAWA

Aus den in Kap. 8.2.6 erläuterten Gründen wird auf eine Präsentation der Kostenermittlung unter Zugrundelegung der Abwasserabgabe verzichtet. Es bleibt jedoch zu vermerken, daß

die Kosten in beiden Fällen, mit und ohne Einbeziehung der Abwasserabgabe reduziert wurden. Im Anhang sind beide Nachweise (Berechnungen) geführt worden.

Die folgenden Diagramme zeigen die Jahreskosten, bzw. die Projektkostenbarwerte der Varianten.

Variante I beschreibt den Kläranlagenbetrieb wie bisher (ohne ENTEC 118/S)

Variante II beschreibt den Kläranlagenbetrieb mit ENTEC 118/S-Einsatz

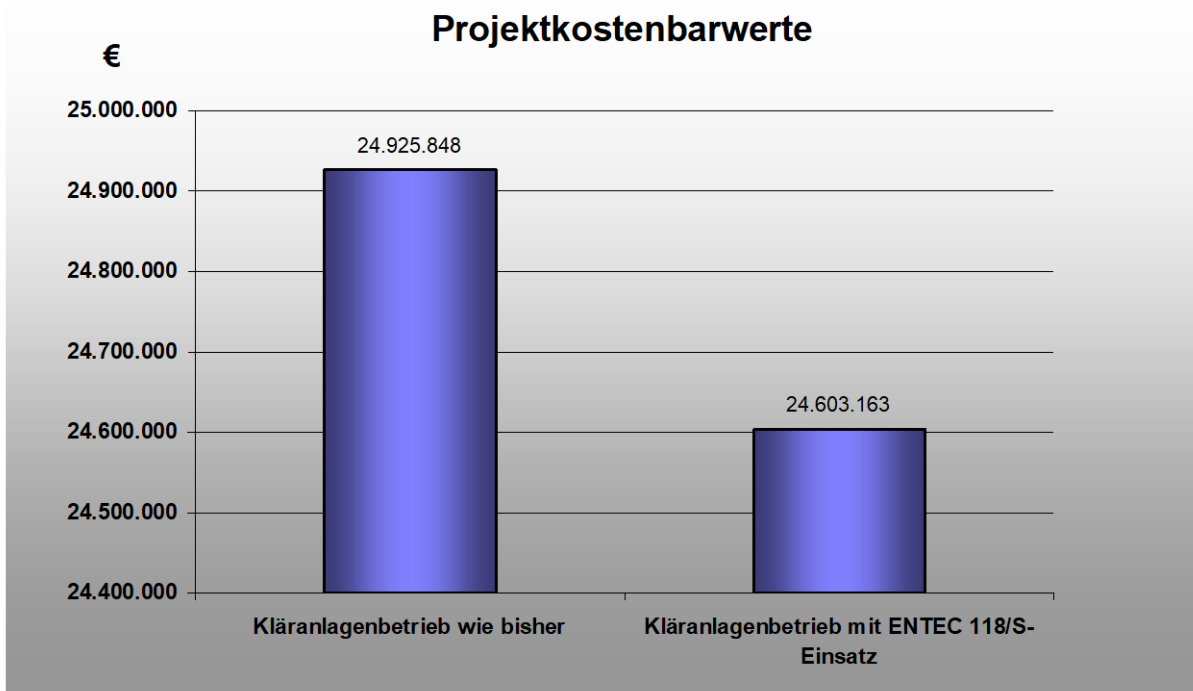


Abb. 8-4: Projektkostenbarwerte der KA Tann/Rhön im Vergleich

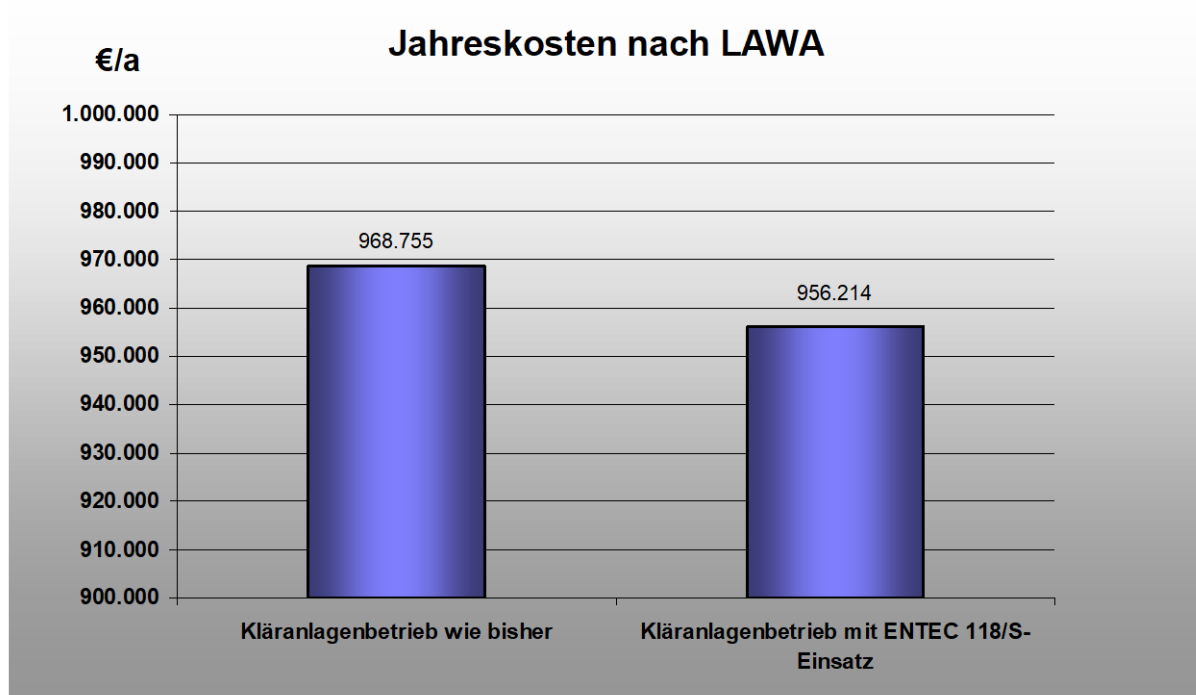


Abb. 8-5: Jahreskosten der KA Tann/Rhön im Vergleich

Somit sind für den Kläranlagenbetreiber, ohne Berücksichtigung der Einsparung an Abwasserabgabe, Kostenreduzierungen von **jährlich 12.541 €** möglich. Betrachtet man die gesamten **Projektkostenbarwerte** so ist der Differenzbetrag mit **322.685 €** bezogen auf den Nutzungszeitraum von 50 Jahren deutlich größer.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Die Höhe der Reinigungsleistung einer Kläranlage wird sowohl durch die Beschaffenheit des Abwassers als auch durch die vorhandenen konstruktiven und betrieblichen Gegebenheiten beeinflusst. Aufgrund hoher Energie-, Investitions- und Entsorgungskosten ist die Abwasserbehandlung in kleinen Kläranlagen relativ teuer.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurde deshalb untersucht, wie sich eine Optimierung der Belebtschlammanlage mit Hilfe der C-N-P-Strategie finanziell, als auch betriebstechnisch auswirkt. Am Beispiel der KA Tann/Rhön konnte durch eine Vergleichskostenrechnung der Varianten nachgewiesen werden, daß sich - beginnend mit der gesicherten Einhaltung der Ablaufwerte, über die zu verwertende Klärschlammmenge und den positiven „Nebeneffekt“ der verbesserten Phosphatelimination - deutliche Kostenvorteile für die C-N-P-Strategie ergeben.

Der eigentliche Einsatz des ENTEC-Produkts galt der Verbesserung des Schlammindex' und sollte dem häufiger auftretenden Schlammabtrieb entgegenwirken.

Durch den Einsatz von ENTEC 118/S bzw. mittlerweile ENTEC 118/M, konnte dem Schlammabtrieb und somit der Gefahr erhöhter bzw. unzulässiger Ablaufwerte dauerhaft entgegengewirkt werden. Des weiteren wurde das Schlammvolumen verringert und somit die Kosten der Klärschlamm Entsorgung.

Die im Bemessungszeitraum ermittelte Reduktion beläuft sich auf ca. 170 t/a und Kosteneinsparungen von rund 13.000 €/a.

Äquivalent zur Klärschlammreduktion wurde eine Senkung der Stromkosten erreicht, da mit Einsatz des ENTEC-Produkts auch der Sauerstoffeintrag in die Belebung optimiert wurde. Die Kosten die durch Belüfterleistung, Rührwerke, Pumpen und dergl. entstanden sind, konnten soweit minimiert und optimiert werden, daß Einsparungen bezogen auf den Bilanzzeitraum 1995-2001 um 30% möglich waren. 1999 erfolgte die Einführung der Strom- und Ökosteuer. Trotzdem konnten die Kosten gesenkt werden. Dies ist auf die in Kap. 8.2.2.2 erläuterten Optimierungsmaßnahmen zurückzuführen.

Parallel zur veränderten Gesamtjahresmenge an Klärschlamm ergab sich ein entsprechend verminderter Bedarf an Eisen III und Kalkhydrat. Die Kosten bezogen auf einen m³ Klärschlamm beliefen sich auf ca. 23 € (1999-2000).

Bei gleichbleibendem Preisniveau werden im bilanzierten Gesamtzeitraum weiterhin rund 4.000 € durch geringeren Bedarf an Konditionierungsmitteln eingespart.

Am Beispiel der KA Tann/Rhön konnte gezeigt werden, daß eine verbesserte Phosphorelimination auch unter relativ ungünstigen äußeren Rahmenbedingungen möglich ist, wenn zusätzliche Maßnahmen zu Effektivitätssteigerung des Prozesses ergriffen werden.

Die verbesserte biologische Phosphatelimination als positiver „Nebeneffekt“ der C-N-P-Strategie führt zu einer drastischen Minderung der Kosten auf Seite der Abwasserabgabe. Der selbstaufgelegte Ablaufwert des Parameters Phosphor wird zukünftig von 3 mg/l auf 2 mg/l gesenkt. Diese dauerhafte Senkung entspricht einer Kostenreduktion von jährlich ca. 4.000 €. Im Zuge dessen können, wie in Kap. 8.2.6 – Szenario I – beschrieben, die Investitionskosten für die Fällmittelstation in Höhe von 80.620 € geltend gemacht und durch die Abwasserabgabenrückverrechnung erstattet werden.

Die durch die LAWA-Berechnung ermittelten Einsparungen der Projektkostenbarwerte bei Nutzung der C-N-P-Strategie belaufen sich auf 322.685 € und 12.541 €/a – ohne Berücksichtigung der Einsparung an Abwasserabgaben - bei den Jahreskosten. Somit konnte nachgewiesen werden, daß die C-N-P-Strategie nicht nur einen kostengünstigeren Betrieb der Kläranlage ermöglicht, sondern auch, wie in Kap. 7.1.2 erläutert, investitionsintensive Umbaumaßnahmen überflüssig macht.

AUSBLICK

Der schonendere Umgang mit der Umwelt und hierin auch die zukünftige Gestaltung der Abwasserreinigung steht vor allem in den letzten Jahren immer häufiger in der Diskussion.

Zwar hat sich laut Umweltgesamtrechnung (UGR, 2002) die Effizienz der Umweltnutzung im Vergleich zu den neunziger Jahren verbessert, aber es kann davon ausgegangen werden, daß sich die Suche nach Kostensenkungspotentialen verstärkt, Abwasserbeseitigungsanlagen weiterhin verändert werden und nicht zuletzt Haushaltsrestriktionen der Kommunen die Abwasserbeseitigung nachhaltig beeinflussen werden.

Des Weiteren ist die landwirtschaftliche und landbauliche Klärschlammverwertung – die sowohl nach Düngemittel- als auch Abfallrecht geregelt ist – mit Beginn des Jahres 2001 verstärkt in eine Grundsatzdiskussion geraten. Grundsätzlich fällt die Verwertung unter die sogenannte „stoffliche Verwertung“, die der Forderung „Verwertung geht vor Beseitigung“ am ehesten gerecht wird. Durch das „Recycling“ werden die im Schlamm enthaltenen organischen und mineralischen Nährstoffe – im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes - wieder in den natürlichen Stoffkreislauf zurückgeführt. Sachliche Aspekte, die FÜR die Klärschlammverwertung sprechen und gleichzeitig wissenschaftlich belegt sind, treten jedoch vor allem seit der BSE-„Krise“ erheblichen Widerständen entgegen und werden in der öffentlichen

Diskussion verdrängt. So gewinnt das Verbrennen von Klärschlämmen und damit gekoppelt eine Aufhebung der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft immer mehr Bedeutung. Des Weiteren verbietet die Technische Anleitung Siedlungsabfälle (TASi, 2002) ab 2005 das Deponieren von Abfällen mit erhöhten organischen Anteilen >5% (alle Klärschlämme).

Eng mit diesen Diskussionen, die mit erheblichen Kosten und Risiken behaftet sind, verbunden sind also Verfahren zur Vermeidung des Anfalls von Klärschlamm, als ökologische und ökonomische Entlastung.

Ein weiterer Faktor, der sich zukünftig in Bilanzierungen widerspiegeln wird, ist die Einführung der Strom- und Ökosteuer. Ziel der Bundesregierung ist es, durch die höheren Strom- und Kraftstoffpreise den Energieverbrauch zu senken. Um die Kosten des Betriebes einer KA nachhaltig zu senken, werden folglich anhaltend optimierende Maßnahmen erforderlich.

So werden z.B. bezogen auf den Energieverbrauch einer KA und hinsichtlich des Umweltschutzes oftmals nur die das Gewässer unmittelbar beeinflussenden Emissionen betrachtet. Es zeigt sich jedoch, daß z.B. die CO₂-Emission in die Atmosphäre mit verminderten Emissionen von NO₃-N und N_{anorg.} in das Gewässer verbunden sind. Aus diesem Grund sollten Reduktionspotentiale verstärkt in Relation gesetzt und untersucht werden. Letztlich kann eine verstärkte Reduktion eines bestimmten Ablaufparameters auf der einen Seite einen erhöhten Energiebedarf und gleichzeitig eine Erhöhung der atmosphärischen Emission (CO₂) auf der anderen Seite zur Folge haben. Beide Emissionen wirken sich unmittelbar auf die Umwelt aus.

Wesentlicher Punkt zur Entscheidungsfindung sollte nicht zuletzt aus diesen Gründen zukünftig die Ermittlung einer Betriebsvariante sein, die eine verminderte CO₂-Emission bei verminderter Eutrophierung der Gewässer zur Folge hat.

In der ökologisch-ökonomischen Gesamtbilanz sind somit zahlreiche fundierte und wissenschaftliche Erkenntnisse, zu betrachten und zu bewerten, um zufriedenstellende und sinnvolle Maßnahmen ergreifen zu können.

LITERATURVERZEICHNIS

- ANAEROBTECHNIK, 1993
Handbuch der anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm
Springer-Verlag
- ATV (Hrsg.)
Biologisch-Chemische und weitergehende Abwasserreinigung
Ernst & Sohn Verlag, 3. Auflage
- ATV HANDBUCH
Betriebstechnik, Kosten, Rechtsgrundlagen der Abwasserreinigung
Ernst & Sohn Verlag, 4. Auflage
- ATV HANDBUCH, 1996
Klärschlamm
Ernst & Sohn Verlag, 4. Auflage
- ATV HANDBUCH, 1997
Biologische Abwasserreinigung
Ernst & Sohn Verlag, 3. Auflage
- BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1999
Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung
Informationsberichte Heft 1/99
3. Auflage
- BEVER-STEIN / TEICHMANN, 1995
Weitergehende Abwasserreinigung
Oldenbourg Verlag, 3. Auflage
- BEVER-STEIN / TEICHMANN, 1995
Weitergehende Abwasserreinigung, Lehrbriefsammlung
Oldenbourg Verlag, 3. Auflage
- BRAUER (Hrsg.), 1996
Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abwässern
Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Band 4

- DIN 38 409, 1980
Heft 41: Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen, (Gruppe H), Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l
- HABECK-TROPFKE, 1992
Abwasserbiologie
Werner-Verlag, 2. Auflage
- HANDBUCH WASSERVERSORGUNGS- UND ABWASSERTECHNIK, 1999
Band 2: Wassergewinnungs- und Wasseraufbereitungstechnik
Vulkan-Verlag, 6. Ausgabe
- HARTMANN, L., 1992
Biologische Abwasserreinigung
Springer-Lehrbuch-Verlag, 3. Auflage
- *Hei*ENTEC 1998
Ökobrief No.2.: Die C-N-P-Strategie für Belebtschlammanlagen
- HOSANG/BISCHOF, 1998
Abwassertechnik: mit zahlreichen Beispielen
B.G. Teubner Verlag, 11. Auflage
- IMHOFF, K., 1990
Taschenbuch der Stadtentwässerung
Oldenbourg Verlag, 27. Auflage
- IWB, 2001
Gutachten zur Beurteilung des WWE[®]-bionorm-Verfahrens
Skt. Augustin
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (AbfKlärV) 15. April 1992
(BGBl. I 1992 S. 912; 1997 S. 446)
- KNOCH, W., 1994
Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Abfallentsorgung: chemische und analytische Grundlagen
VCH Verlag, 2. Auflage

- KNOOP, S., 1997
Untersuchung zum Vorkommen von *Microthrix parvicella* in Kläranlagen mit Nährstoffelimination,
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- KRAUS (Hrsg.), 1999
Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser-, und Schlammbehandlung,
Tagungsband der 13. Karlsruher Flockungstage
Schriftenreihe ISWW, Bd. 98
- KUNST, S., 1999
Neuere Blähschlammproblematik und ihre Bekämpfung durch betriebliche Maßnahmen
- LAWA, 1998
Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser
Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen
(KVR-Leitlinien), 6. Auflage
- LI, H.-Q., 2000
Schaumentwicklung in kommunalen Kläranlagen,
Dissertation an der RWTH Aachen
- LIND / LEMMER, 1998
Biologische Charakterisierung von Schäumen in Belebungsanlagen,
Teil 1, Bedeutung fädiger Belebtschlamm Bakterien, Wasser Abwasser, 1.1
- MARTZ, G., 1973
Siedlungswasserbau
Teil 3: Klärtechnik
Werner-Verlag, 1. Auflage
- MEINCK / MÖHLE, 1977
Wörterbuch für das Wasser- und Abwasserfach
Oldenbourg Verlag, 2. Auflage
- MUDRAK / KUNST, 1994
Biologie der Abwasserreinigung
4. Auflage, Fischer-Verlag

-
- MUNZ, 1998
Behandlung von Schlamm
1. Auflage
 - ROSENWINKEL, 2001
Vorlesungsskript zur Verfahrenstechnik in der Abwasserreinigung
Universität Hannover
 - SCHMELZ, K.-G., 2000
Klärschlammverminderung durch verschiedene Methoden der Desintegration
 - SCHNEIDER, 2000
Bautabellen für Ingenieure mit europäischen und nationalen Vorschriften
13. Auflage
 - VETTER, O., 2000
Verbesserung der Absetzwirkung von Durchlaufbecken durch Flockung und Fällung
Dissertation an der Universität Stuttgart
Erschienen in den Stuttgarter Berichten zur Siedlungswasserwirtschaft
 - WOZNIAK / KOPMANN / SCHILLING, 2001
Einsatz von Membranverfahren zur Aufbereitung von kommunalem Abwasser
Erschienen in WLB Wasser, Luft und Boden 11-12/2001

VERZEICHNIS DER VERWANDTEN INTERNETSEITEN

- Skript Wassergüte und Abfallwirtschaft, 1997
Mikrobiologie: 2.5.4 Die Belebtschlammflocke
Universität München
http://www.lrz-muenchen.de/~skript_wga/h_2_5_4.html
- LINDE ANLAGENBAU, 2002
Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen
<http://www.linde-anlagenbau.de/de/p0001/p0052/p0053/p0003.jsp - 1>
- AGU CONSULT AG, 2002
Informationsunterlagen
http://www.agu-consult.de/England/com_referenzen/sbr.htm
- STROMSTEUER, 2002
Informationsseiten zur Öko- und Stromsteuer
<http://www.stromsteuer.de/strom10.htm#Steuersätze>
- UMWELT ONLINE, 2002
Regelwerk zum Arbeits-, Umweltschutz, Gefahrguttransport- und Technikrecht Gesetze - Verordnungen - Verwaltungsvorschriften - Technische Regeln
<http://www.umwelt-online.de/>
- BUNDESUMWELTAMT, 2002
Informationsseiten zur Gewässerstruktur, Gewässergüte, Verordnungen und Umweltschutz
<http://www.umweltdaten.de>
<http://www.bmu.de>
- UGR, 2002
Umweltökonomische Gesamtrechnungen 2001
www.statistik-bund.de/presse/deutsch/pm2001/p3880112.htm
- TASI, 2002
Publikationen der Zentralstelle für Weiterbildung
www.tu-bs.de/zfw/pubs/tb485/09turk.htm