



UNIVERSITÄT ROSTOCK
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz



Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft

18059 Rostock; Satower Str. 48

„Untersuchungen an Abwasserteichanlagen
in Sachsen-Anhalt im Jahr 2003“

Projektleiter	Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch
Projektbearbeiter	Dipl.-Ing. Claudia Eler
	can. Dipl.-Ing. Manja Steinke

Rostock, im November 2003

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung.....	3
2	Untersuchungen an ausgewählten Abwasserteichanlagen	4
	2.1. Kläranlage Prießnitz	4
	2.2. Kläranlage Barneberg	15
	2.3. Ergebnisse zur Umsetzung vorgeschlagener Optimierungsmaßnahmen der Anlagen Söllichau, Heiligenthal, Walbeck, Warnstedt.....	26
3	Ergebnisse der Versuche zur Vorfällung an Abwasserteichanlagen	29
	3.1. Allgemeines zur Phosphorfällung.....	29
	3.2. Eigene Untersuchungen	30
	3.3. Ergebnisse der Phosphorfällung Anlage Heiligenthal	33
	3.4. Ergebnisse der Phosphorfällung Anlage Söllichau	34
4	Ergebnisse der Untersuchungen zum schwer abbaubaren CSB.....	36
	4.1. Literaturrecherche zum schwer abbaubaren CSB.....	36
	4.2. Abbaubarkeitstests - Methodik	38
	4.3. Ergebnisse der untersuchten Teiche Sachsen-Anhalt.....	41
	4.4. Gelchromatographische Analyse.....	46
5	Zusammenfassung.....	50
6	Literaturverzeichnis	52
7	Anhang.....	54
	7.1. Abwasserteichanlage Prießnitz.....	54
	7.2. Abwasserteichanlage Barneberg	57
	7.3. Protokolle der Phosphorfällungsversuche	60
	7.4. CSB-Abbautest	64
	7.5. Schlammvolumenbestimmung Teich 1 (Absetzteich) Anlage Barneberg	67

1 Veranlassung

Abwasserteichanlagen werden in Deutschland als naturnahe Verfahren der Abwasserreinigung in ländlichen Gebieten als sinnvolle, wirtschaftlich interessante Alternative zu technischen Reinigungsverfahren bis zu einer Anschlussgröße von 5.000 E eingesetzt. Die Jahrzehnte langen Erfahrungen zum Bau und Betrieb von Abwasserteichen sind in heute gültigen Regelwerken, wie *ATV-A 201 (1989)* und *EN 12 255-5 (1999)* zur „Abwasserbehandlung in Teichen“, enthalten. Abwasserteiche gelten allgemein als betriebssichere und stabile Abwasserreinigungsverfahren, mit denen bei sachgemäßer Bewirtschaftung sowie minimalem technischen und personellen Aufwand die gesetzlichen Anforderungen eingehalten werden können.

In Sachsen-Anhalt werden derzeit 85 Abwasserteichanlagen (laut behördlicher Statistik 2003) als Zwischenlösung und langfristig betrieben. Im Vergleich zum Stand 2002 sind es 9 Anlagen mehr. Zwei Anlagen (Anderbeck und Huy-Neinstedt) sind in der Statistik 2003 nicht mehr enthalten. Dafür sind 11 Anlagen hinzugekommen. Nur noch 35 der 85 Anlagen werden als langfristig betrieben geführt, davon sind 9 technisch belüftete Anlagen (3 der Größenklasse II angehörend) und 26 natürlich belüftete Anlagen. Zu den 50 als Zwischenlösung geführten Anlagen zählen 14 technisch belüftete (6 der Größenklasse II angehörend) und 36 natürlich belüftete Anlagen (3 der Größenklasse II angehörend). Insbesondere bei technisch belüfteten Abwasserteichanlagen wurden in letzter Zeit Probleme hinsichtlich der Einhaltung der Anforderungen gemäß Abwasserverordnung festgestellt. Die ungenügenden Ablaufwerte bzw. mangelnden Reinigungsleistungen sind nicht nur mit ortsspezifischen Besonderheiten begründbar, sondern können allgemeine systembezogene Ursachen haben (Einschätzung des AK „Kommunalabwasser“ des MRLU).

Daher wurden im Jahr 2002 Untersuchungen an Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt durchgeführt, die zeigten, dass gezielte Ursachen für mangelnde Reinigungsleistungen neben den oben aufgeführten Gründen zum Teil auch „hausgemacht“ sein können, z.B. bei unzureichendem Betrieb von Belüftern in technisch belüfteten Anlagen. Weiterhin stellten sich saisonale, jahreszeitliche Abhängigkeiten der Reinigungsleistungen gerade der natürlich belüfteten Anlagen heraus. Als neue offen gebliebene Punkte sollen die Untersuchungen dieses Projektes zeigen, inwieweit:

- die Entstehung von schwerabbaubaren CSB in Teichanlage möglich ist;
- Fällmittel zur Optimierung eingesetzt werden können,
- die Teichanlagen Prießnitz und Barneberg optimiert werden können,
- die Anlage Söllichau, Warnstedt, Walbeck und Heiligenthal, die im Jahr 2002 aufgezeigten Maßnahmen umgesetzt haben.

In diesem Abschlußbericht werden Ergebnisse der Recherche zum schwerabbaubaren CSB dargestellt, zusätzlich der Einfluss der Phosphorfällung auf den CSB. Weiterhin werden die Ergebnisse der Untersuchungen einzelner Anlagen zu betrieblichen Einflüssen auf die Reinigungsleistung und die Ergebnisse zur Schlamm Spiegeluntersuchung vorgestellt sowie die Ergebnisse aus der behördlichen und Eigenüberwachung der untersuchten Anlagen statistisch ausgewertet.

2 Untersuchungen an ausgewählten Abwasserteichanlagen

2.1. Kläranlage Prießnitz

Die Abwasserteichanlage Prießnitz wurde vor 2 Jahren in Betrieb genommen. Die Anlage ist eine kombinierte Anlage. Sie besteht aus einem technisch belüfteten Teich, einem Festbettreaktor der Firma Munter mit angeschlossenem Emscher Brunnen, einem Nachklärteich und einem Schönungsteich. Das Gesamtvolumen umfasst 550 m³ an Teichvolumen plus Volumen des Festbettreaktors, welches je nach Beschickung variiert. Eine schematische Darstellung ist Bild 1 zu entnehmen.

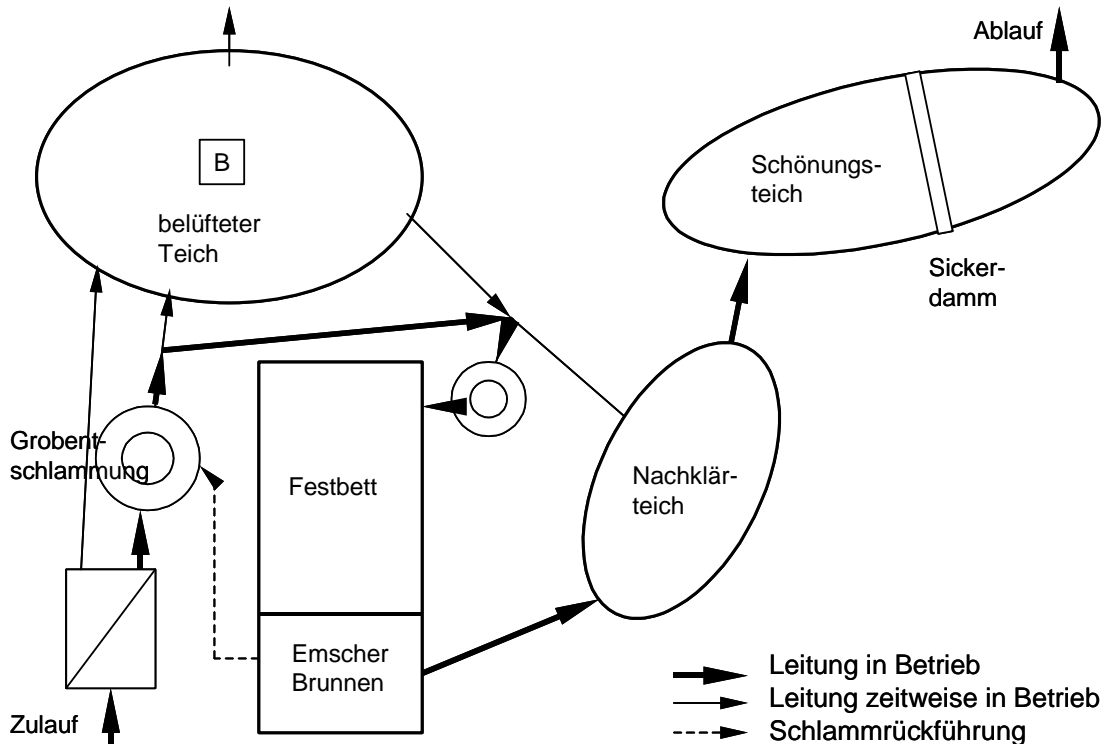


Bild 1: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Prießnitz

Die Bemessungsgröße liegt bei 500 E. Die Anzahl der angeschlossenen Einwohner wird durch den Betreiber mit ca. 500 E angegeben. Die Auslastung beträgt demnach ~100%. Die Anlage wird mit Mischwasser beschickt. Hydraulisch ist die Anlage für 75 m³/d bemessen, mit Fremdwasser für 94 m³/d. Die behördliche Überwachung ist seit Mai ausgesetzt, da sich die Anlage momentan in einem Testbetrieb befindet. Seit dem 19.05.2003 wird der Reinigungsprozess versuchsweise hauptsächlich über den Festbettreaktor und die zwei nachgeschalteten Teiche gefahren. Der technisch belüftete Teich ist zeitweise aus dem Reinigungsprozess herausgenommen. Er wird als Puffer beim Auftreten großer Zulaufmengen eingesetzt. Zur Verhinderung von Faulungsprozessen wird der Wasserkörper dauerbelüftet. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle und der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2002 und bis Mai 2003 vor. Zur Auswertung des Testbetriebes sind Daten der Eigenüberwachung bis September 2003 vorhanden.

Zulaufbelastungen

In Abwasserteichanlage Prießnitz wird die Abwasserdurchflussmenge erfasst. Im Jahr 2002 betrug diese im Mittel 3 m³/h, hochgerechnet auf das Jahr sind das 26.280 m³. Für das Jahr 2003 beträgt das Mittel derzeit 2,6 m³/h. Damit ist eine Abnahme vorhanden. Die hydraulische Auslastung der Anlage ist von 96% 2002 auf 84% 2003 zurückgegangen.

Die Tab. 1 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen und –frachten für die Jahre 2002 und 2003. Im Verlauf der Zeit sind die Konzentrationen leicht angestiegen, durch die Abnahme der Abwassermenge sind die Frachten geringer geworden. Die NH₄-N-Zulauffracht hat als Ausnahme zugenommen, da hier auch die Zulaufkonzentration etwas deutlicher gestiegen ist.

Tab. 1: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Prießnitz (Daten aus der Eigenüberwachung bis Mai 2003)

Parameter	Zulaufkonzentration		Zulauffrachten	
	[mg/l]		[kg/d]	
	2002	2003	2002	2003
BSB ₅	322	334	23,2	20,8
CSB	608	666	43,8	41,6
NH ₄ -N	40,2	52,3	2,9	3,3
P _{ges}	7,9	7,5	0,6	0,5

Bemerkung: Die Werte für 2003 beziehen sich auf die Angaben bis Mai.

Die mit den Frachten aus Tab. 1 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 2 dargestellt.

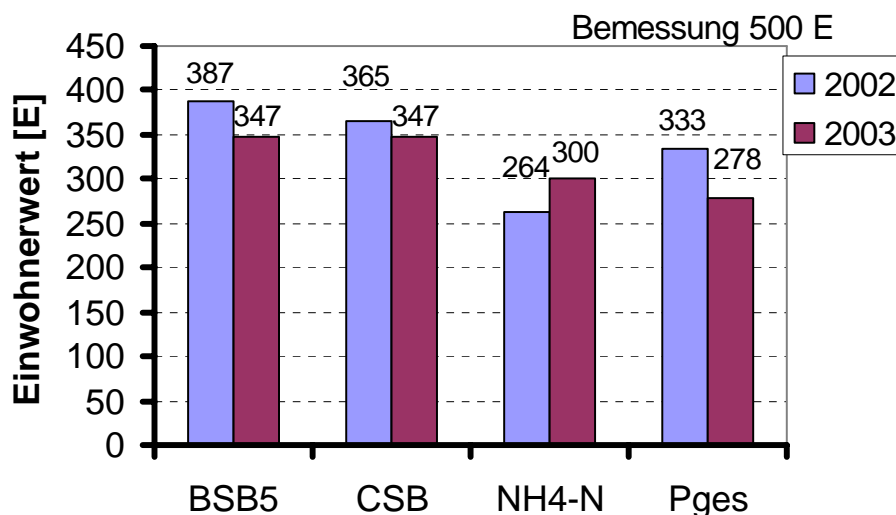


Bild 2: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Prießnitz

Tab. 2: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Prießnitz (Daten aus der Eigenüberwachung bis Mai 2003)

Parameter	Auslastungsgrad	
	2002	2003
BSB ₅	77%	70%
CSB	73%	70%
NH ₄ -N	53%	60%
P	67%	56%
Mittelwert	68%	64%

Sowohl aus Bild 2 als Tab. 2 auch geht hervor, dass die Auslastung der Anlage, bezogen auf den bemessenen und tatsächlichen Einwohnerwert, etwas abgenommen hat. Die Auslastung sank bei BSB₅ um 7% und CSB um 3%. Die Auslastung an P ist ebenfalls um 11% gesunken. Bei NH₄-N ist dagegen ein Anstieg von 7% zu verzeichnen. Insgesamt sind bis zur Bemessungsgrenze noch Kapazitätsreserven vorhanden.

Zurückzuführen sind diese Feststellungen auf die Abnahme der Abwasserdurchflussmenge von 72 m³/d auf 56 m³/d und einer geringen Zunahme der Zulaufkonzentrationen bei BSB₅ und CSB sowie dem Anstieg der NH₄-N-Zulaufkonzentrationen von 40,2 mg/l auf 52,2 mg/l. Die Auslastung der Anlage in Bezug auf P fiel geringer aus, da die Zulaufkonzentration ebenfalls abgenommen hat. Auffällig sind die niedrigen CSB- und BSB₅-Zulaufwerte, auch bei den Parametern NH₄-N und P_{ges}.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis liegt in einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich und ist im Jahr 2003 geringfügig angestiegen. Damit kann mit einer guten biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden. Die Schwankungsbreite ist hoch, hat aber im Vergleich zum Jahr 2002 abgenommen (Tab. 3).

 Tab. 3: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Prießnitz

	2002	2003
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	2,2 (1,3 – 7,9)	2,4 (1,4 – 5,4)

Die BSB₅- und CSB-Zulaufkonzentrationen sind sehr schwankend. Im Jahr 2002 lagen sie beim BSB₅ zwischen 16 mg/l und 980 mg/l, 2003 zwischen 50 mg/l und 700 mg/l. der CSB-Zulauf schwankt zwischen 65 mg/l und 1800 mg/l 2002 sowie 211 mg/l und 1419 mg/l 2003. Die höheren Zulaufkonzentrationen sind zum größten Teil im Sommer und Winter zu verzeichnen.

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen in beiden Jahren zwischen 7,4 und 8,7. Mit einem Mittelwert von 8,0 (2002) und 8,1 (2003) (Tab. 4) bewegen sie sich über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Tab. 4: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Prießnitz

	2002	2003
pH (Schwankungsbreite)	8,0 (7,4 – 8,7)	8,1 (7,4 – 8,7)

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

Für die nachfolgenden Auswertungen der Ablaufwerte wurden die Daten bis zum 19.05.2003, Zeitpunkt der „Stilllegung“ des belüfteten Teiches und der Direktbeschickung des Festbetts, herangezogen. Der Vergleich der Reinigungsleistung vor und während der Direktbeschickung wird in einem separaten Abschnitt vorgenommen. In Tab. 5 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Prießnitz für die Jahre 2002 und 2003 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Prießnitz hat mit 15 mg/l als Überwachungswert für den BSB₅-Ablaufwert, 75 mg/l für den CSB-Ablaufwert und 5 mg/l für NH₄-N-Ablaufwert sehr strenge Auflagen, da der Vorfluter nicht stärker belastet werden soll. Die mittleren BSB₅- und CSB-Ablaufwerte liegen unter den Überwachungswerten, wobei beim CSB-Ablaufwert aber ein deutlicher Anstieg zu erkennen ist. Auch der mittlere NH₄-N-Wert ist stark angestiegen und liegt 2003 mit 17 mg/l deutlich über dem Überwachungswert von 5 mg/l. Die mittleren N_{ges}- und P_{ges}-Ablaufwerte halten die vorgegebenen Überwachungswerte von 90 mg/l bzw. 15 mg/l ein.

Tab. 5: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Prießnitz, 2002 und 2003 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]		Überwachungswert
	2002	2003	
BSB ₅	9 (n=50)	10 (n=32)	15
CSB	48 (n=52)	70 (n=39)	75
NH ₄ -N	7,5 (n=53)	17 (n=39)	5
NO ₃ -N	21 (n=53)	33 (n=39)	
NO ₂ -N	0,8 (n=53)	0,4 (n=39)	
N _{anorg ges}	30 (n=53)	50 (n=39)	90
P _{ges}	4 (n=52)	5 (n=39)	15

Bemerkung: Daten bis Mai 2003

Die Abbaugrade für die organische Verschmutzung können als sehr hoch eingestuft werden. Die durchschnittlichen jährlichen Eliminationsleistungen sind beim BSB₅- und CSB-Abbau fast gleich geblieben. Die Eliminationsleistungen für NH₄-N und P_{ges} haben abgenommen. Für P_{ges} ist diese nur gering von 27% auf 21% gesunken. Die NH₄-N-Elimination nahm dagegen um ~20% ab.

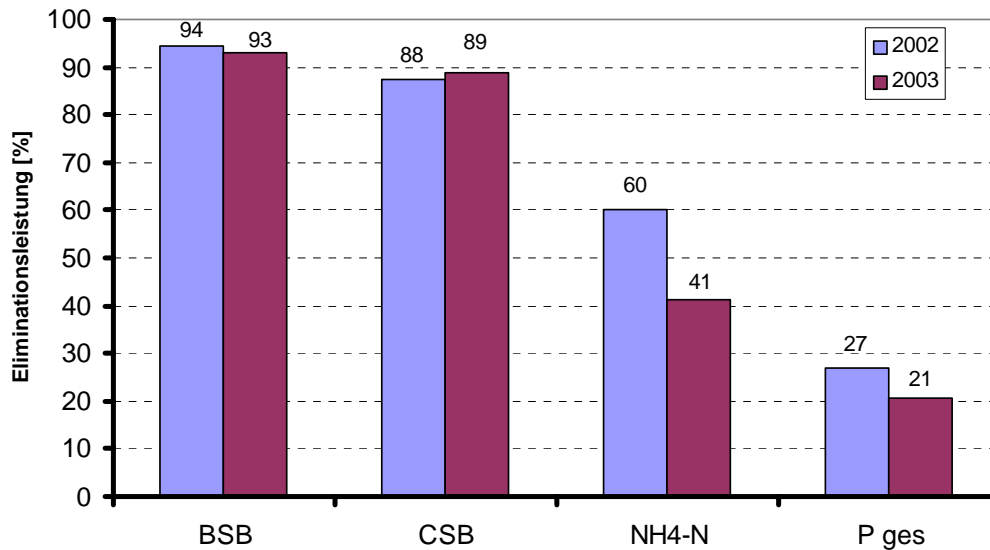


Bild 3: Eliminationsleistungen der Anlage Prießnitz in den Jahren 2002 bis Mai 2003

- BSB₅

In Hinblick auf die BSB₅-Ablaufwerte ist die Reinigungsleistung der Anlage gut. Bei einer Eliminationsleistung von 94% bzw. 93% hielten von 50 Stichproben der Eigenüberwachung 2002 6 Proben und 2003 4 von 32 Stichproben, jeweils 12%, den Überwachungswert von 15 mg/l nicht ein. Die Proben der behördlichen Überwachung lagen mit 4mg/l (2002) und 5mg/l (2003) weit unter dem Überwachungswert. Bei der Auswertung der Daten fällt auf, dass gerade in den Frühjahrsmonaten erhöhte BSB₅-Ablaufwerte auftreten.

- CSB

Die Reinigungsleistung der Anlage in Bezug auf die CSB-Ablaufwerte ist ebenfalls gut. Bei einer Eliminationsleistung von fast 90% hielten nur 4 von 52 der Stichproben der Eigenüberwachung 2002 (8%) den Überwachungswert von 75 mg/l nicht ein. 2003 lagen die Ergebnisse von 8 der 39 Stichproben der Eigenüberwachung über dem Überwachungswert. Die Überschreitungen sowie erhöhte Werte in diesem Jahr traten während einer sehr lang andauernden Frostperiode auf.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte schwankte 2002 zwischen 2 und 20 bzw. 2003 zwischen 4 und 17, wobei die Mittelwerte jeweils bei 8 lagen. Die höchsten Werte wurden in den Wintermonaten erreicht. Niedrige Werte deuten einen unvollständigen Abbau an.

- TOC

In der behördlichen Überwachung sowie in der Eigenüberwachung ist die Bestimmung des TOC-Gehaltes des Ablaufes nicht vorgesehen.

- AFS

Die Bestimmung der AFS-Gehalte des Ablaufes der Anlage Prießnitz ist in der behördlichen und Eigenüberwachung nicht vorgesehen.

- Stickstoffparameter

Für den N_{ges} -Ablaufwert ist für die Anlage Prießnitz ein Überwachungswert von 90 mg/l festgelegt. Dieser Wert wurde 2002 in allen Stichproben der behördlichen und der Eigenüberwachung eingehalten. 2003 lag ein Wert der Eigenüberwachung über dem Überwachungswert. Der durchschnittliche Jahresmittelwert der N_{ges} -Ablaufwerte ist von ~30 mg/l im Jahr 2002 auf ~50 mg/l im Jahr 2003 gestiegen.

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte sind im Jahresmittel von 7,5 mg/l 2002 auf 17 mg/l 2003 gestiegen. 2002 halten 51% der Eigenüberwachungswerte den Überwachungswert von 5 mg/l ein, 2003 waren es 36%. Die meisten Überschreitungen gab es in den Wintermonaten. Auch die bei der behördlichen Überwachung in den Wintermonaten Februar 2002 sowie im März 2003 ermittelten Werte lagen über dem Überwachungswert. Da die Wassertemperatur $<12^\circ\text{C}$ betrug, fallen diese Überschreitungen aus der Bewertung raus.

Die Nitritablaufwerte waren in den Sommermonaten höher. Das Jahresmittel hat 2002 von 0,8 mg/l zu 2003 auf 0,4 mg/l abgenommen.

Bei der Auswertung der Nitratablaufwerte der Eigenüberwachung ist eine Erhöhung von 21 mg/l auf 33 mg/l festzustellen. In den Frühjahr- und Sommermonaten beider Jahre fielen die Werte der Eigenüberwachung höher aus.

- P_{ges}

In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 15 mg/l eingehalten. Die jahresdurchschnittliche P_{ges} -Ablaufkonzentration von 4 mg/l im Jahr 2002 ist bei einer Abnahme der Eliminationsleistung 2003 auf 5,2 mg/l angestiegen.

- pH-Wert

Der Überwachungswert von 9 wird in allen Stichproben der behördlichen und Eigenüberwachung eingehalten. Der Jahresmittelwerte liegen 2002 und 2003 bei 7,7. Die Schwankungsbreite umfasste dabei Werte zwischen 7,2 und 8,1 bzw. 6,9 und 8,2. Die Werte liegen damit teilweise unter dem für Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5. Niedrige Werte sind hauptsächlich im Winter und Frühjahr feststellbar.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 02.07.2003

Am Untersuchungstag war es sonnig, leicht windig. Die Lufttemperatur betrug ca. 23°C .

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen. Da der belüftete Teich momentan hauptsächlich aus dem Reinigungsprozess herausgenommen ist, wurden hier keine weiteren Untersuchungen vorgenommen.

Auffällig ist der extrem hohe Anteil des gelösten CSB im Zulauf der Anlage, gekennzeichnet durch den hohen CSB-Wert der filtrierten Probe und den niedrigen AFS-Gehalt. Es ist ein sehr guter Abbau des CSB und BSB_5 (Tab. 7) zu verzeichnen. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und P_{ges} -Abbau ist nicht so hoch, ist aber hinsichtlich der Einhaltung der Überwachungswerte ausreichend.

Tab. 6: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Prießnitz am 02.07.2003

Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	16,7	4,41	8,32	132	804	13,6	<5	1	8,1
Zulauf Festbett	18,1	0,13	8,22	73	417	47,7	<5	<3	6,9
Festbett	19,0	4,14	7,29	191	80,9	4,02	<5	<1	3,34
Ablauf Emscher	18,7	2,83	7,24	24	30,3	3,7	<5	<1	3,68
Nachklärteich/ Ablauf	19,9	2,21	7,29	5	36	6,38	<5	<1	4,16
Schönungs- teich/Ablauf	19,5	4,84	7,51	4	22,6	5,09	2	<1	3,7

Bemerkung: NO₃-N- und NO₂-N-Bestimmung über Teststreifen

Tab. 7: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Prießnitz vom 02.07.2002)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	804	600	503	13,6	<5	1	8,1
Ablauf [mg/l]	22,6	-	4	5,09	2	<1	3,7
Wirkungsgrad [%]	97	-	99	63	-	-	54

Bemerkung: Filtration mit GF6, NO₃-N- und NO₂-N-Bestimmung über Teststreifen

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration ist am 02.07.2003 in der Fläche und im Profil im Nachklärteich und Schönungsteich gemessen worden. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 6 erkennbar.

Der Zulauf des Festbettes hatte für Abwasser den üblich geringen Sauerstoffgehalt von 0,13 mg/l. Im Festbett wurde während der Belüftungsphase 4,14 mg/l Sauerstoff gemessen. Der Sauerstoffgehalt soll in dieser Phase 6 mg/l betragen. Anzunehmen ist, dass zum Messzeitpunkt noch keine vollständige Durchmischung des Reaktors vorlag, da die Auswertung der Daten der Eigenüberwachung ergab, dass ansonsten der Sauerstoffgehalt >6 mg/l beträgt. Laut bemessung soll das Belüftungsintervall des Festbettes 1 h Belüftung und 1 h Pause betragen, derzeit ist es auf 1,5 h Belüftung und 0,5 h Pause eingestellt.

Die Sauerstoffmessungen in Nachklärteich ergaben, dass die Sauerstoffverteilung ziemlich homogen ist. In 10 cm Tiefe wurden Sauerstoffkonzentrationen von durchschnittlich 2,7 mg/l gemessen, in 50 cm tiefe waren es durchschnittlich 2,5 mg/l. Eine tiefere Messung konnte nicht erfolgen, da teilweise bereits ab 75 cm Schlamm vorhanden war.

Im Schönungsteich konnten bereits optisch die unterschiedliche Durchströmung ausgemacht werden (Bild 4), was sich bei der Messung der Sauerstoffkonzentration bestätigte.

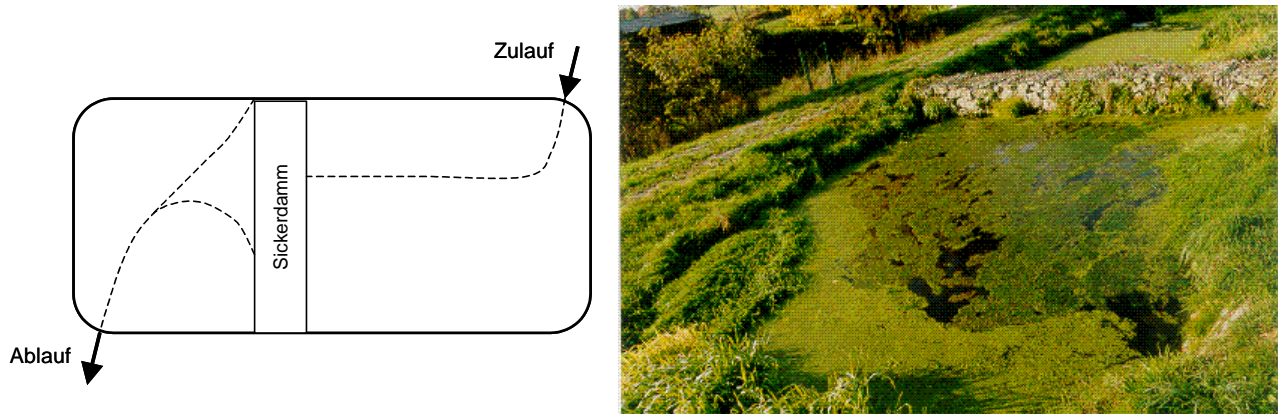


Bild 4: Schematische Darstellung der Durchströmung des Schönungsteiches (links), Foto des Schönungsteiches (rechts) der Anlage Prießnitz

Die Sauerstoffkonzentrationen wurden in 10 cm und 50 cm Tiefe gemessen, da der Teich insgesamt nur durchschnittlich 65 cm tief war. Im Zulaufbereich war der Sauerstoffgehalt mit 1,9 mg/l am höchsten. In den durchströmten Bereichen wurde eine Sauerstoffkonzentration von 1,7 mg/l (10 cm) und 1,5 mg/l (50 cm) gemessen. In den schlechter durchflossenen Bereichen lag die Sauerstoffkonzentration im Mittel zwischen 1,2 mg/l und 1,4 mg/l. Nach dem Sickerdamm war der Sauerstoffgehalt in 10 cm Tiefe 1,9 mg/l und nahm bis zum Ablauf auf 4,1 mg/l zu. In 50 cm Tiefe war die Sauerstoffkonzentration höher. Im Bereich des Sickerdamms lag sie zwischen 6,2 mg/l und 9,5 mg/l und nahm ebenfalls zum Ablauf hin auf 10,3 mg/l zu. In den schlechter durchströmten Bereichen erreichte sie sogar Werte von 11,7 mg/l. Diese hohen Werte lassen sich auf die Sauerstoffproduktion der vorhandenen Algen zurückführen (Bild 4).

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten im Nachklärteich und im Schönungsteich waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden. Es wurden aber die Abläufe beider Teiche gemessen.

Tab. 8: Messung der Durchflussmenge der Anlage Prießnitz vom 02.07.03

	Ablauf Nachklärteich	Ablauf Schönungsteich
Rohr (DN)	150	500
Füllhöhe [cm]	3	2
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,18	0,54
Durchflussmenge [l/s]	0,45	1,44

Es handelt sich dabei nur um eine Stichprobe. Aufgrund der Differenzen sollten die Messungen wiederholt werden. Am Ablauf des Schönungsteiches sollte dann der Tagesgang erfasst werden.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Temperaturmessung des Nachklärteiches und des Schönungsteiches erfolgte jeweils in der Fläche und im Profil. Die Messungen in 10 cm Tiefe im Nachklärteich ergaben eine durchschnittliche Temperatur von 18,7°C. Im Bereich des Zulaufes (schattig) war die Temperatur mit 18,2°C

etwas niedriger. Die Beschattung im Zulaufbereich spiegelte sich auch bei den in 50 Tiefe gemessenen Temperaturen wider, im Zulaufbereich 17,9°C, im Ablaufbereich 18,6°C.

Im Schönungsteich war die Temperatur im Zuflussbereich im Profil mit 19,3°C leicht höher als in den übrigen Bereichen (19,0°C). Nach dem Sickerdamm wurden in 10 cm Tiefe 18,9°C bis 19,1°C gemessen. Die Temperaturen in 50 cm Tiefe waren etwas geringer (durchschnittlich bei 18,5°C).

Bewertung der Schlammverteilung

Im Zulaufbereich des Nachklärteiches wurde eine Schlammhöhe von 30 cm (Tiefe 1 m) gemessen. Die Schlammhöhe nahm zum Ablauf hin zu. Hier betrug sie 60 cm (Tiefe 1,3 m). Eine Schlammräumung wird nach ATV-A 201 empfohlen, wenn die Schlammhöhe $\frac{1}{4}$ der Gesamttiefe ausmacht. Dieses Maß ist in dem Teich erreicht und wird zum Teil überschritten.

Im Zulaufbereich des Schönungsteiches wurde eine Schlammhöhe von 2 cm festgestellt. Die Schlammhöhe nahm bis zum Sickerdamm auf 20 cm zu. Die maximale Tiefe in diesem Bereich betrug 0,68 m.

Bewertung des Testbetriebes „Direktbeschickung des Festbetts“

Die Anlage Prießnitz verfügt in der Kombination zu den Teichen über ein Festbett der Firma Munter. Konzipiert ist das Festbett für eine maximale Beschickung von 16,2 m³/h. Es besteht aus drei Blöcken und einem nachgeschalteten Emscherbecken. Es ist als nitrifizierende Stufe und für den Restkohlenstoffabbau ausgelegt. Mit der Belüftung werden laut Anlagenbeschreibung 6 kg/h Sauerstoff eingetragen, so dass bei einem Belüftungsintervall von 1 h Belüftung und 1 h Pause der Sauerstoffgehalt während der Belüftungsphase 6 mg/l und mindestens 0,5 mg/l während der Belüftungspause betragen soll. Die BSB₅-Eliminierung kann laut Anlagenbeschreibung bis ca. 95% und die NH₄-N-Eliminierung bis ca. 92% erreichen. Angaben zur Größe der Aufwuchsfläche liegen zur Auswertung nicht vor.

Seit dem 19.05.2003 erfolgt der Reinigungsprozess versuchsweise hauptsächlich über den Festbettreaktor und die zwei nachgeschalteten Teiche. Der technisch belüftete Teich dient als Puffer zum Ausgleich großer Stoßbelastungen und ist zeitweise aus dem Reinigungsprozess herausgenommen. Bei Regenereignissen, also sehr starken Stoßbelastungen, ist es laut Aussage der Betreiber schon vorgekommen, dass das Puffervermögen des technisch belüfteten Teiches nicht mehr ausreichte und das Abwasser über einen Überlauf direkt in den Vorfluter gelangte.

Bis zu dem Zeitpunkt des Testbetriebes wurde der Zulauf des Festbetts beprobt. Seit dem Testbetrieb liegen nur noch Daten vom Zulauf der Anlage vor. Die Daten der Beprobung vom 27.08.2003 wurden nicht in die Auswertung einbezogen, da es sich augenscheinlich um ein außergewöhnliches Ereignis handelte (BSB₅-Zulaufwert 2300 mg/l, CSB-Zulaufwert 5300 mg/l).

Die Auswertungsergebnisse der Daten der Eigenüberwachung vor und nach dem „Wechsel“ der Arbeitsweise der Anlage sind in der Tab. 9 dargestellt. Erkennbar sind die im Mittel teilweise deutlich höheren Zulaufkonzentrationen während des Testbetriebes. Durch den belüfteten Teich wurde rund die Hälfte des CSB eliminiert. Mit dem nur zeitweisen Betrieb des belüfteten Teiches ist die organische Belastung des Festbettes gestiegen. Die organische Mehrbelastung des Festbetts führt einen höheren Sauerstoffbedarf / -verbrauch mit sich, was sich in den niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen während der Belüftungsphasen und auch der Belüftungspausen widerspiegelt. Die angestrebte Sauerstoffkonzentration von 6 mg/l während der Belüftungsphase wird auch

durch eine längere Belüftungszeit (Erhöhung von 1 h auf 1,5 h) selten erreicht. Entsprechend ist auch die Sauerstoffkonzentration während der Belüftungspause geringer. Das Schlammvolumen, der TS-Gehalt und der Schlammindex haben hingegen um das Vier- (TS-Gehalt) bis Neunfache (Schlammindex) zugenommen.

Tab. 9: Vergleich der Zu- und Ablaufwerte sowie der spezifischen Festbettparameter beider Verfahrensweisen (Daten der Eigenüberwachung 2003)

	Zulauf				Festbett						Zulauf Nachklärteich			
	CSB	NH ₄ -N	gesN	P _{ges}	CSB _{Zula}	O ₂ bel	O ₂ unb	Schlammvol	TS	Schl.-index	CSB	NH ₄ -N	gesN	P _{ges}
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ml/l	g/l	ml/g	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Übliches Verfahren	666	42	71	6,8	268	9,1	7,6	2,46	0,14	6,28	85	16	63	5,4
Testbetrieb	785	59	93	11	-	5,4	4,0	19,4	0,6	36,6	53	7	39	5,9

Die Ablaufwerte des Festbetts (Zulauf des Nachklärteiches) fallen seit dem Testbetrieb im Mittel niedriger aus, Ausnahme: der P_{ges}-Ablaufwert hat sich von 5,4 mg/l auf 5,9 mg/l leicht erhöht. Die Ablaufwerte der anderen Parameter sind um 38%, bei CSB und gesN, bzw. um 56%, bei NH₄-N, gesunken. Die Eliminierungsraten haben sich gleichzeitig erhöht, CSB von 68% auf 93%, NH₄-N von 62% auf 88%, gesN von 11% auf 58% und P_{ges} von 21% auf 45%. Das höhere CSB/NH₄-N-Verhältnis, das seit der Direktbeschickung vorliegt, wirkt sich sichtlich positiv auf die NH₄-N-Eliminierung aus.

Vergleich der Ablaufwerte vor und während dem Testbetrieb

Bei der Datenauswertung zeigt sich, dass die Ablaufwerte der Anlage Prießnitz seit dem Testbetrieb im Mittel bessere Werte aufweisen. In Tab. 10 sind die mittleren Ablaufwerte von 2003 vor dem 19.05.2003 und die mittleren Ablaufwerte danach bis Ende September aufgeführt und die Reduzierungsrate angegeben.

Tab. 10: Vergleich der Ablaufwerte der Anlage Prießnitz vor und während des Testbetriebes (Mittelwerte aus den Daten der Eigenüberwachung 2003)

	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	N _{ges} [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Übliches Verfahren	10,1	70	17	50	5,3
Testbetrieb	9,6	50	5,2	22,8	4,6
Reduktionsrate [%]	5	29	69	54	13

Neben der Senkung der CSB-Ablaufwerte und einer leichten Reduzierung der BSB₅-Ablaufwerte zeigen sich seit dem Testbetrieb deutliche Verbesserungen bei den NH₄-N- und damit auch bei den N_{ges}-Ablaufwerten.

Da aufgrund außergewöhnlicher Stoßbelastungen der Normalbetrieb der Anlage nicht immer gewährleistet war, dürfen die augenscheinlich besseren Ablaufergebnisse nicht überbewertet werden.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Zur Zeit erfolgt die Reinigung des Abwassers der Anlage Prießnitz nur unter zeitweiser Einbeziehung des technisch belüfteten Teiches. So wird bei Trockenwetter nur das Festbett mit angeschlossenem Emscherbecken, dem Nachklärteich und dem Schönungsteich beschickt. Der technisch belüftete Teich wird als Puffer für große Mischwasserereignisse verwendet.

Vor dem Testbetrieb wurden bereits CSB- und BSB₅-Eliminationsleistung von 89% bzw. 93% erzielt. Die Ergebnisse der eigenen Stichprobe bei Testbetrieb zeigten eine noch bessere Abbauleistung bei beiden Parametern. Die Auswertung der Daten des Testbetriebes bestätigen die Ergebnisse der eigenen Stichprobe. Die CSB- und BSB₅-Eliminationsleistungen erhöhten sich auf 95% bzw. 98%.

Die NH₄-N-Elimination fiel mit 41% vor dem Testbetrieb wesentlich geringer aus. Zu beachten ist, dass die mittlere Temperatur in diesem Zeitraum bei 7,3°C lag. Das Ergebnis der eigenen Stichprobe während des Testbetriebes zeigte mit 63% eine bessere Abbauleistung, da auch die Temperatur mit 19°C höher ausfiel. Die Eliminationsrate für NH₄-N erreicht seit dem Testbetrieb im Mittel rund 90%. Die mittlere Temperatur lag in dem Auswertungszeitraum bei 15,9°C und ist damit wesentlich höher als zum Zeitpunkt des „Normalbetriebes“.

Das Fassungs-/Puffervermögen des technisch belüfteten Teiches reicht bei starken Stoßbelastungen, z.B. Regenereignissen, nicht aus, deshalb kommt es in solchen Fällen zum Mischwasserabschlag und auch zur direkten Einleitung in den Vorfluter. Um das in Grenzen zu halten, wurde das Netz in letzter Zeit wieder getrennt. Ein direkter Vergleich der Reinigungsleistungen vor und während des Testbetriebs ist aufgrund dieser außergewöhnlichen Ereignisse nicht möglich.

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

- Empfehlung einer kontinuierlichen, maximalen Beschickung des Festbettreaktors unter Ausnutzung des Puffervermögens des technisch belüfteten Teiches
- Ausreichende Sauerstoffversorgung des Festbettes
- Ermittlung der gesamten Aufwuchsfläche, Schlammbelastung
- Verlängerung der Betriebsweise in der kalten Jahreszeit (Nitrifikation bei niedrigen Temperaturen)
- Aktivitätssteigerung der Biomasse im Festbettreaktor, um sichere NH₄-N-Werte <5 mg/l zu erreichen
- ggf. Spülung/Reinigung des Reaktors, von Zeit zu Zeit prüfen
- Schlammräumung des Nachklärteiches
- Absprache mit Wasserbehörde über weitergehende Genehmigung des Testbetriebes

2.2. Kläranlage Barneberg

Die Abwasserteichanlage Barneberg ist seit 1998 in Betrieb. Als kombinierte Anlage besteht sie aus vier Teichen und einem Schilfbeet. Der erste Teich fungiert als Absetzteich. Der zweite und dritte Teich wird technisch belüftet. Die Anlage verfügt über zwei Zuläufe. Über den einen Zulauf sind ca. 700 E angeschlossen, über den zweiten ca. 100 E. Die 100 E, incl. einer Maschinenbau-firma, wurden im September 2000 angeschlossen. Die Gesamtfläche der Anlage beträgt 8.230 m², davon sind 203 m² Pflanzenbeet. Der erste Teich ist bis 2 m tief, Teich 2 (1a) 1,2 m, Teich 3 (2) und 4 (3) jeweils 1 m. das Pflanzenbeet wird horizontal beschickt. Das Gesamtvolumen umfasst 7.450 m³. Eine schematische Darstellung ist Bild 5 zu entnehmen.

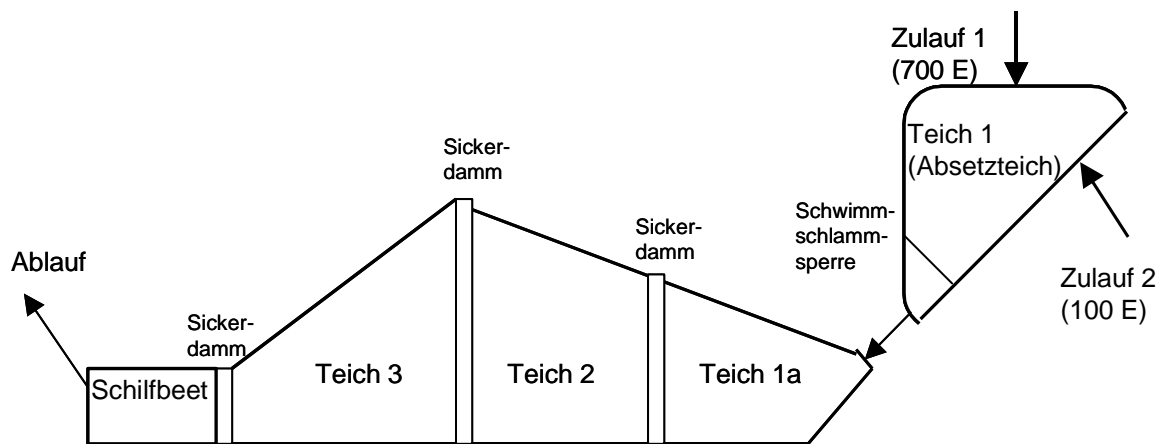


Bild 5: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Barneberg

Die Bemessungsgröße liegt bei 820 E, laut behördlicher Statistik soll sie bei 950 E sein (Behördliche Statistik 2001, Spalte 13). Die Anzahl der angeschlossenen Einwohner wird in der behördlichen Statistik mit 780 E, vom Bürgermeister mit ca. 813 E angegeben. Die Auslastung beträgt der behördlichen Statistik nach 82%, laut Genehmigungsantrag und Aussagen des Bürgermeisters ~100%. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle der Jahre 2000 bis 2003 und der behördlichen Überwachung aus den Jahren 1999 und bis 2002 vor.

Zulaufbelastungen

Für 2001 wird die Schmutzwassermenge für die Anlage Barneberg mit 22.564 m³/a angegeben. Damit liegt der spezifische Schmutzwasseranfall bei 79 l/(E d), also 47% unter dem Bemessungswert von 150 l/(E d). 2002 war die Menge mit 21.461 m³/a noch geringer. Der spezifische Schmutzwasseranfall lag demnach nur noch bei 72 l/(E d), also bei 48%. Die Anlage ist demnach hydraulisch nur zur Hälfte ausgelastet und somit unterlastet. Eine Auswirkung der hydraulischen Unterlastung zeigt sich während niederschlagsarmer bzw. -loser Wetterperioden, also in Zeiten mit höherer Verdunstung, zeitweise kommt es zum Aussetzen des Abflusses der Anlage. Die Differenz zwischen Zu- und Ableitungsmenge wird von Betreiber mit ca. 300 m³/a angegeben.

Die Tab. 11 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen und -frachten für die Jahre 2001 und 2002. Für die Berechnungen wurde die in der behördlichen Statistik angegebene Schmutzwassermenge und die Daten der Eigenüberwachung verwendet. Angaben zu den Parametern P_{ges} und NH₄-N im Zulauf liegen nicht vor. In den Analyseblättern ist für den Zulauf jeweils nur ein Parameterwert angegeben. Aus den beiden Zulaufproben wird eine Mischprobe hergestellt und dann

analysiert. Die BSB₅-Zulaufwerte sind bei einigen Stichproben kleiner 100 mg/l. Für einen Zulauf sehr ungewöhnlich. Die Werte wurden in die Berechnung nicht einbezogen. Da die Schmutzwassermenge im Jahr 2002 geringer ausfiel als 2001, die Zulauffrachten etwas höher waren, weisen die Zulauffrachten keine großen Veränderungen auf, sie sind etwas niedriger geworden. Die sehr niedrigen Zulaufkonzentrationen deuten auf Fremdwasser hin. Für die Mischprobe sollten die unterschiedlichen Zulaufmengen und –konzentrationen beachtet werden.

Tab. 11: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Barneberg (Daten aus der Eigenüberwachung)

Parameter	Zulaufkonzentration		Zulauffrachten	
	[mg/l]		[kg/d]	
	2001	2002	2001	2002
BSB ₅	164	167	10,1	9,8
CSB	618	639	38,2	37,6

Die mit den Frachten aus Tab. 11 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 6 dargestellt.

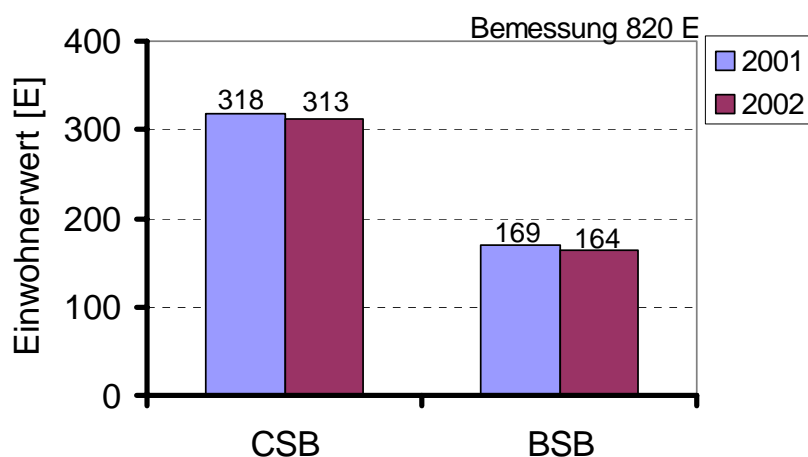


Bild 6: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Barneberg

Tab. 12: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Barneberg (Daten aus der Eigenüberwachung)

Parameter	Auslastungsgrad	
	2001	2002
BSB ₅	21%	20%
CSB	39%	38%
Mittelwert	30%	29%

Bemerkung: Für Berechnungen wurde die Jahresschmutzwassermenge aus dem Jahr 2001 der behördlichen Statistik genommen.

Sowohl aus Bild 6 als auch Tab. 12 geht hervor, dass, bei Annahme einer gleichbleibenden Abwassermenge, die Auslastung der Anlage, bezogen auf den bemessenen und tatsächlichen Einwohnerwert, konstant geblieben ist. Die frachtbezügliche Auslastung der Anlage bei BSB₅ ist mit

21% bzw. 20% und bei CSB mit 39% bzw. 38% sehr niedrig. Es sind noch Kapazitätsreserven vorhanden.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis liegt nicht in dem für kommunales Abwasser üblichen Bereich von 2:1. Es stieg bis 2002 an. Es muss mit Schwierigkeiten bei der biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden. Die Schwankungsbreite ist nicht groß und bewegt sich um den Mittelwert (Tab. 13).

Tab. 13: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Barneberg

	2000	2001	2002
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	2,5 (2,0 – 3,3)	3,3 (2,9 – 3,7)	5,6 (5,3 – 5,8)

Bemerkung: In der Eigenüberwachung 2001 wurde in der Juni-Stichprobe ein BSB₅-Zulaufwert von 22mg/l ermittelt, da führte zu einem CSB/BSB₅-Verhältnis von 30. Dieser Wert wurde bei der Berechnung außen vor gelassen.

Insgesamt sind die BSB₅- und CSB-Zulaufkonzentrationen nicht sehr hoch. Bei der eigenen Untersuchung am 03.07.2003 wurden aber deutlich höhere Zulaufwerte gemessen. Tab. 14 zeigt die Unterschiedlichkeit der Zulaufkonzentrationen für die Anlage Barneberg.

Tab. 14: Konzentrationen beider Zuläufe der Anlage Barneberg, eigene Messung vom 03.07.2003

Probe	pH	T [°C]	O ₂ [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB fil [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	P ges [mg/l]	AFS [mg/l]
Zulauf1 (700E)	7,62	20,5	0,07	1050	1464	663	76,5	19,7	805
Zulauf2 (100E)	8,00	21,7	0,11	345	757	391	70,1	12,5	255

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen in den Jahren 2000 bis 2002 zwischen 7,1 und 7,6. Der für Rohwasser übliche Bereich liegt zwischen 6,5 und 7,5. Bei zwei Stichproben der Eigenüberwachung, 23.11.2000 und 06.05.2002, wurden im Zulauf pH-Werte von nur 4,9 bzw. 3,3 gemessen. Entweder sind diese Messwerte auf Fremdeinleiter zurückzuführen oder es handelt sich um Fehlmessungen. Abweichungen bei den anderen Zulaufparametern wurden nicht festgestellt. Die pH-Zulaufwerte der eigenen Messung waren mit 7,6 bzw. 8,0 deutlich höher als die Werte der Eigenüberwachung.

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 15 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Barneberg für die Jahre 1999 bis 2003 aus den Daten der behördlichen und der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Barneberg hat folgende Überwachungswerte: 40 mg/l für den BSB₅-Ablaufwert, 150 mg/l für den CSB-Ablaufwert, 20 mg/l für den N_{ges}-Ablaufwert und 10 mg/l für den P_{ges}-Ablaufwert. In den Sommermonaten (vom 01.05. bis 31.10) ist zusätzlich ein Überwachungswert von 10 mg/l für den NH₄-N-Ablaufwert angegeben. Zur Auswertung stehen mit durchschnittlich 5 Werten pro Jahr (2 aus der behördlichen Überwachung und 3 aus der Eigenüberwachung) nur eine geringe Datenmenge zur Verfügung. Die Schwankungsbreite der BSB₅- und CSB-Ablaufwerte ist enorm hoch. Für den CSB-Ablaufwert liegt sie in den Jahren 1999 bis 2003 zwischen 58 mg/l und 335 mg/l. Saisonale Abhängigkeiten sind aus den Statistiken nicht erkennbar. 2001 kam es, wahrscheinlich

durch den zusätzlichen Anschluss von 100 E im September 2000, zu einer drastischen Erhöhung der CSB-Ablaufwerte. Das spiegelt sich auch in der für 2001 mittleren CSB-Ablaufkonzentration von 190 mg/l wider. Für die mittleren $\text{NH}_4\text{-N}$ - und N_{ges} -Ablaufwerte ist in den Jahren 2000 bis 2002 ein deutlicher Anstieg zu erkennen. Die Überwachungswerte werden überschritten. Der Überwachungswert von 10 mg/l für den P_{ges} -Ablaufwert wird eingehalten.

Tab. 15: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Barneberg, 1999 und 2003 (aus Proben der behördlichen und der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]					Überwachungswert
	1999	2000	2001	2002	2003	
BSB_5	3 (n=1)	5 (n=4)	8 (n=3)	5 (n=3)	4 (n=1)	40
CSB	48 (n=1)	112 (n=4)	190 (n=4)	86 (n=2)	58 (n=1)	150
$\text{NH}_4\text{-N}$	35 (n=1)	23 (n=5)	39 (n=6)	43,1 (n=4)	5,4 (n=1)	10
$\text{NO}_3\text{-N}$	2,2 (n=1)	3,8 (n=5)	1,7 (n=6)	1,0 (n=4)	2,6 (n=1)	
$\text{NO}_2\text{-N}$	0,15 (n=1)	0,2 (n=5)	0,3 (n=6)	0,5 (n=4)	2,8 (n=1)	
$\text{N}_{\text{anorg ges}}$	5,35 (n=1)	16,5 (n=5)	40,8 (n=6)	44,6 (n=4)	31,4 (n=1)	20
P_{ges}	0,9 (n=1)	6,1 (n=5)	5,2 (n=5)	6,4 (n=4)	5,6 (n=1)	10

Bemerkung: Für 1999 liegen nur Daten einer Stichprobe der behördlichen Überwachung vor, für 2003 nur von einer Stichprobe der Eigenüberwachung. N_{ges} - und P_{ges} -Überwachungswert seit 01.05.2000

Die Abbaugrade für den BSB_5 können als sehr hoch eingestuft werden. Die Eliminationsleistung beim CSB weist hingegen noch Reserven auf. In den Jahren 2000 und 2002 sind die durchschnittlichen jährlichen Eliminationsleistungen beim BSB_5 - und CSB-Abbau fast gleich. Im Jahr 2001 waren sie beim CSB-Abbau fast 10% bzw. beim BSB_5 -Abbau mindestens 5% niedriger als in den anderen beiden Jahren.

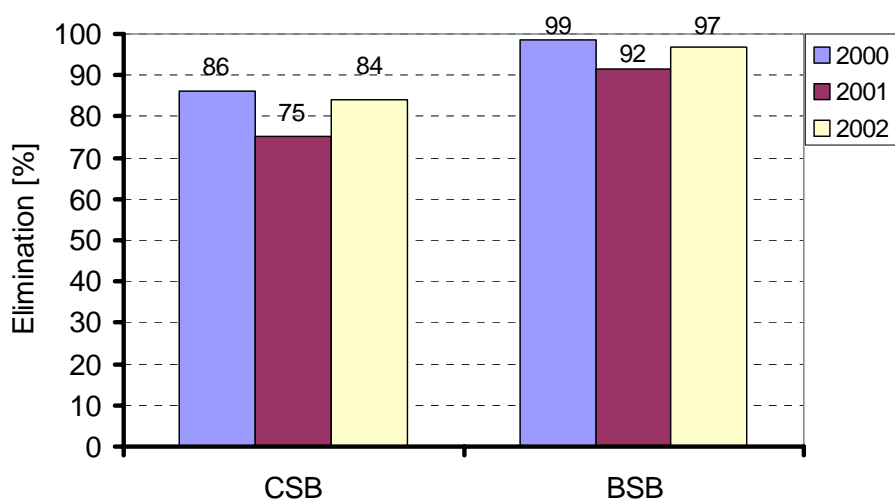


Bild 7: Eliminationsleistungen der Anlage Barneberg in den Jahren 2000 bis 2002

- BSB₅

In Hinblick auf die BSB₅-Ablaufwerte ist die Reinigungsleistung der Anlage gut. Bei einer Eliminationsleistung zwischen 92% 2001 und 99% 2000 hielten alle 9 Stichproben der Eigenüberwachung der Jahre 2000 bis 2003 den Überwachungswert von 40 mg/l ein. Von den Proben der behördlichen Überwachung 1999 bis 2002 erfüllten 3 von 4 die Vorgabe. Die Stichprobe vom 21.02.2001 der behördlichen Überwachung fällt mit einem BSB₅-Ablaufwert von 120 mg/l völlig aus dem Rahmen. Entweder handelt es sich dabei um einen Messfehler oder

- CSB

Die Reinigungsleistung der Anlage in Bezug auf die CSB-Ablaufwerte zeigt Reserven. Bei einer Eliminationsleistung von 86% 2000 bzw. 84% 2002 hielten 4 von 5 der Stichproben der Eigenüberwachung den Überwachungswert von 150 mg/l ein. 2001 lag die Stichprobe der behördlichen Überwachung mit 335 mg/l deutlich über dem Überwachungswert. Auch der CSB-Ablaufwert der Eigenüberwachung zwei Monate später war mit 270 mg/l noch deutlich höher. Die nächsten Stichproben zeigten wieder niedrigere Werte. Die Vermutung liegt nahe, dass aufgrund des niedrigen pH-Zulaufwertes im November 2000, die erhöhten CSB- und auch BSB₅-Ablaufwerte in Folge einer Fremdeinleitung entstanden sind.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte schwankt zwischen 14,6 und 34,3 in den Jahren 1999 bis 2003. Zum Zeitpunkt der extrem hohen BSB₅-Messung war das CSB/BSB₅-Verhältnis mit einem Wert von 2,8 extrem niedrig. Niedrige Werte deuten einen unvollständigen Abbau an.

- TOC

In der behördlichen Überwachung wurde seit 2000 einmal jährlich der TOC-Gehalt bestimmt. Die Werte lagen zwischen 23 mg/l und 26 mg/l. In der Eigenüberwachung ist die Bestimmung des TOC-Gehaltes des Ablaufes nicht vorgesehen. Das TOC/CSB-Verhältnis liegt bei knapp 1:3. Als üblich wird ein TOC/CSB-Verhältnis 1:4 angesehen [ABWASSERVERORDNUNG, 2002].

- AFS

Die AFS-Gehalte des Ablaufes der Anlage Barneberg liegen in der Regel zwischen 8 mg/l und 37 mg/l. Zum Zeitpunkt der überhöhten CSB- und BSB₅-Ablaufwerte (Anfang 2001) wurden auch größere AFS-Gehalte nachgewiesen (zwischen 72 mg/l und 117 mg/l).

- Stickstoffparameter

Für den N_{ges.}-Ablaufwert ist für die Anlage Barneberg ein Überwachungswert von 20 mg/l festgelegt. Der N_{ges.}-Ablaufwert ist im Mittel von 16,5 mg/l (2000) auf 44,6 mg/l (2002) angestiegen. 2000 hielten alle Stichproben der Eigenüberwachung den Überwachungswert ein, die der behördlichen Überwachung lagen dagegen darüber. Seit 2001 liegen alle Stichproben über dem Überwachungswert. Für 1999 liegt nur Wert vor, mit 5,3 mg/l wird der Überwachungswert eingehalten. Der Wert der Stichprobe 2003 ist dagegen mit 31,4 mg/l höher als der Überwachungswert.

Für die NH₄-N-Ablaufwerte ist für den Zeitraum 01.05. bis 31.10. ein Überwachungswert von 10 mg/l vorgesehen. Dieser wurde 1999, 2000 und 2003 jeweils in einer Stichprobe eingehalten. Alle restlichen Stichproben der behördlichen und Eigenüberwachung weisen höhere Werte (zwischen 13,8 mg/l und 56 mg/l) auf.

Die mittleren Nitritablaufwerte nehmen im Zeitraum 2000 bis 2002 von 0,2 mg/l auf 0,5 mg/l zu. Die mittleren Nitratablaufwerte hingegen verringern sich im selben Zeitraum von 3,8 mg/l auf 1,0 mg/l.

Die Anlage ist nicht zur gezielten Stickstoffelimination ausgelegt.

- P_{ges} .

In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 10 mg/l eingehalten. Von 2001 ist ein leichter Anstieg der mittleren Ablaufwerte von 5,2 mg/l im Mittel auf 6,4 mg/l zu erkennen.

- pH-Wert

Ein Überwachungswert für den pH-Wert ist nicht festgelegt. Die pH-Ablaufwerte im Zeitraum 2000 bis 2002 schwanken in einem Bereich von 7,2 bis 8,1, wobei seit 2001 eine leichte Erhöhung der Werte im Mittel erfolgte.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 03.07.2003

Am Untersuchungstag war es wechselhaft, leicht windig, am Nachmittag regnerisch. Die Lufttemperatur betrug ca. 20°C.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Tab. 16: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Barneberg am 03.07.2003

Messstelle	pH	T [°C]	O ₂ [mg/l]	AFS [mg/l]
Zulauf 1	7,6	20,5	0,1	805
Zulauf 2	8,0	21,7	0,1	255
Ablauf Teich 1	7,7	20,7	0,1	200
Ablauf Teich 2 (1a)				86
Ablauf Teich 3 (2)	7,9	20,9	5,7	8
Ablauf Teich 4 (3)	8,0	21,1	6,0	6
Ablauf	7,7	19,6	6,0	7

Tab. 17: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Barneberg vom 03.07.2002)

Messstelle	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filtr} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf 1	1050	1464	663	76,5	0	0	19,7
Zulauf 2	345	757	391	70,1	0	0	12,5
Absetzteich		179		69,6	0	0	12,8
Ablauf Teich 2 (1a)		146					10,4
Ablauf Teich 3 (2)		85		31,3	0	0,15	8,2
Ablauf Teich 4 (3)		66		22,0	<2	0,3	4,8
Ablauf	3	65		10,9	<2	<1	4,3

Auffällig ist der extrem große Unterschied der CSB- und BSB₅-Werte zwischen beiden Zuläufen. Der Feststoffanteil im Zulauf 1 ist sehr hoch. Im Zulauf 2 ist hingegen der Anteil des gelösten CSB wesentlich höher. Die NH₄-N-Konzentrationen der Zuläufe liegen auf gleichem Niveau. Der P_{ges}-Gehalt ist im Zulauf 1 leicht höher als im Zulauf 2. Die Eliminationsleistungen bei den Parametern CSB, BSB₅ und P_{ges} können als sehr gut gewertet werden. Mit einer Elimination von ~85% bei NH₄-N ist der Abbaugrad hoch, der Überwachungswert von 10 mg/l wird aber dennoch überschritten. Beachtet werden sollte, dass im Sommer Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse stattfinden.

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration ist am 03.07.2003 in der Fläche und im Profil in allen Teichen der Anlage Barneberg gemessen worden. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 16 erkennbar.

Der erste Teich der Anlage Barneberg, bis 2 m tief, fungiert gleichzeitig als Absetzteich. In dem Teich wurden in der Fläche und im Profil Sauerstoffkonzentrationen zwischen 0,02 mg/l und 0,05 mg/l gemessen. Damit kann von anaeroben Bedingungen gesprochen werden.

Durch den Belüfter, Fa. Linn, in Zulaufbereich des zweiten Teiches (1a) erhöhte sich die Sauerstoffkonzentration im Wirkungsbereich stark (Bild 8 links). Im Durchschnitt wurde in dem 1,2 m tiefen Teich in 50 cm Tiefe ein Sauerstoffgehalt von 2 mg/l gemessen. Zum Ablauf des Teiches ist wieder eine Abnahme erkennbar. Stellenweise lagen hier die Werte unter 1 mg/l. In 10 cm und 100 cm Tiefe ist dieser Effekt ebenfalls erkennbar. Unterhalb der Oberfläche wurden zum Teil Sauerstoffkonzentrationen bis zum 11 mg/l gemessen, in 100 cm Tiefe Werte zwischen 0,2 mg/l und maximal 2 mg/l. In diesem Teich kommt es auf alle Fälle zeitweise zur Sauerstoffschichtung. Der Sauerstoffeintrag des Belüfters ist rechnerisch und augenscheinlich nicht ausreichend (Tab. 18).

Auch im dritten, 1 m tiefen Teich (2) sind im Zulaufbereich zwei Belüfter, Fa. Linn, installiert. Die Sauerstoffmessungen ergaben ebenfalls durchschnittliche Sauerstoffkonzentrationen von 2 mg/l. Im Eintragsbereich der Belüfter wurden Sauerstoffkonzentrationen größer 2 mg/l gemessen. Zum Ablauf hin nahm der Sauerstoffgehalt ab, war aber größer 1,4 mg/l (Bild 8 Mitte). Die Sauerstoffwerte der Messungen in 10 cm Tiefe und in 50 cm Tiefe unterscheiden sich im Durchschnitt nur um 0,1 mg/l. In 100 cm Tiefe sind es maximal 0,2 mg/l weniger. Eine Sauerstoffschichtung liegt damit nicht vor. Um eine bessere Durchmischung im Teich zu erzielen, sollte ein Belüfter im Ablaufbereich entgegen der Fließrichtung installiert werden.

Tab. 18: Kennzahlen der Belüftung, Anlage Barneberg

	Einheit	Teich 2 (1a)	Teich 3 (2)
Vorh. Leistungsdichte	[W/m ³]	0,56	0,94
Erford. Leistungsdichte ¹⁾	[W/m ³]	1 - 3	
Mittlerer O ₂ -Bedarf [1,5 kg O ₂ / kg BSB ₅]	[kg O ₂ /h]	0,61	
O ₂ -Eintrag ²⁾	[kg O ₂ /h]	0,48	0,97
¹⁾ nach ATV-A 201, bezogen auf BSB ₅ -Zulaufkraft von 2002 ²⁾ O ₂ -Eintrag der Belüfter 30 m ³ /h, Leistung 1,1kW, Laufzeit 11 h/d			

Im letzten Teich (3), ebenfalls 1 m tief, wurden Sauerstoffkonzentrationen zwischen 1 mg/l und 1,5 mg/l gemessen (Bild 8 rechts). In 10 cm Tiefe waren die Sauerstoffkonzentrationen im Schnitt 0,2 mg/l höher.

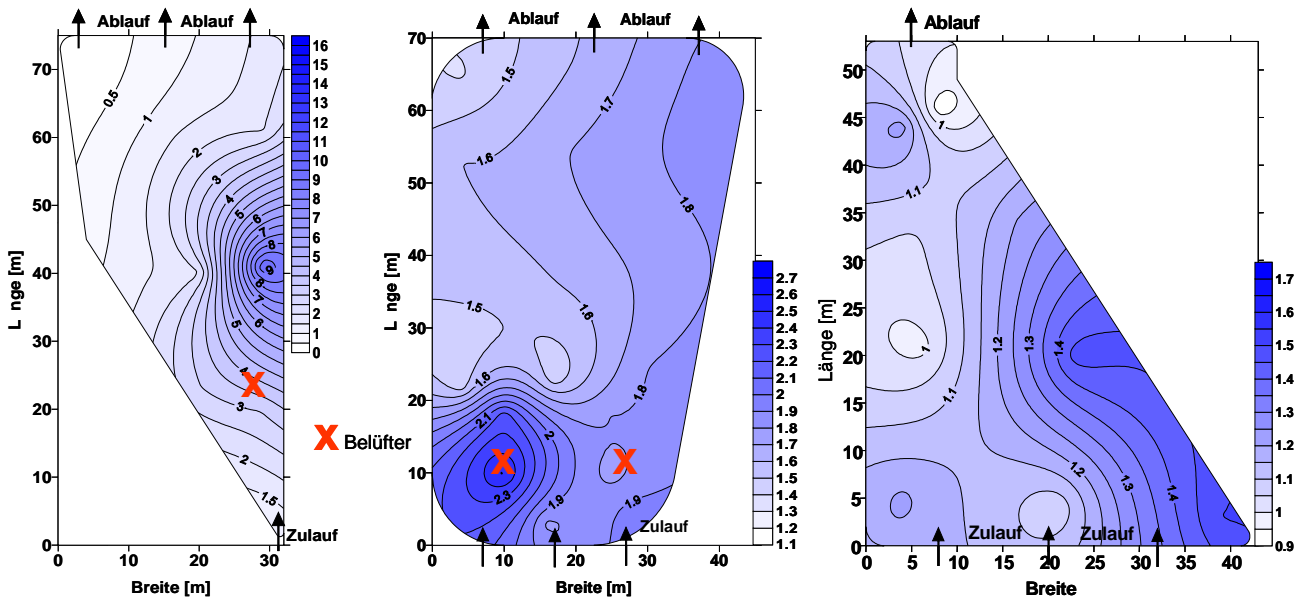


Bild 8: Schematische Darstellung der Sauerstoffverteilung in 50 cm Tiefe im Teich 2 (1a) links, Teich 3 (2) Mitte und Teich 4 (3) rechts der Anlage Barneberg

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten in den natürlich belüfteten Teichen waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden. Das Durchströmungsverhalten in den zwei belüfteten Teichen wird durch die installierten Belüfter beeinflusst. Anhand der Sauerstoffverteilung im Bild 8, links und Mitte, ist der Wirkungsbereich der Belüfter erkennbar.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Temperaturverteilung ist am 03.07.2003 in der Fläche und im Profil in allen Teichen der Anlage Barneberg gemessen worden. Zusätzlich wurde die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 16 erkennbar.

Die Temperaturmessung des ersten Teiches ergab eine Temperaturschichtung zwischen den Messungen in 10 cm Tiefe und 100 cm Tiefe mit Temperaturunterschieden größer 1,2 K. In 100 cm Tiefe wurden Temperaturen zwischen 18,2°C und 18,8°C gemessen. Im letzten Drittel des Teiches hob sich die Schichtung auf, der Temperaturunterschied betrug maximal 0,6 K. Die Temperaturen waren in Zulaufbereich am höchsten und nahmen zum Ablauf hin ab (Bild 9).

Die Temperaturverteilung im Teich 2 (1a) ist relativ homogen. In den schattigen Randbereichen waren die Temperaturen leicht niedriger (Bild 10). Die maximale Temperaturdifferenz zwischen den in 10 cm Tiefe gemessenen Werten und den in 100 cm betrug 0,6 K. Eine Temperaturschicht lag damit nicht vor.

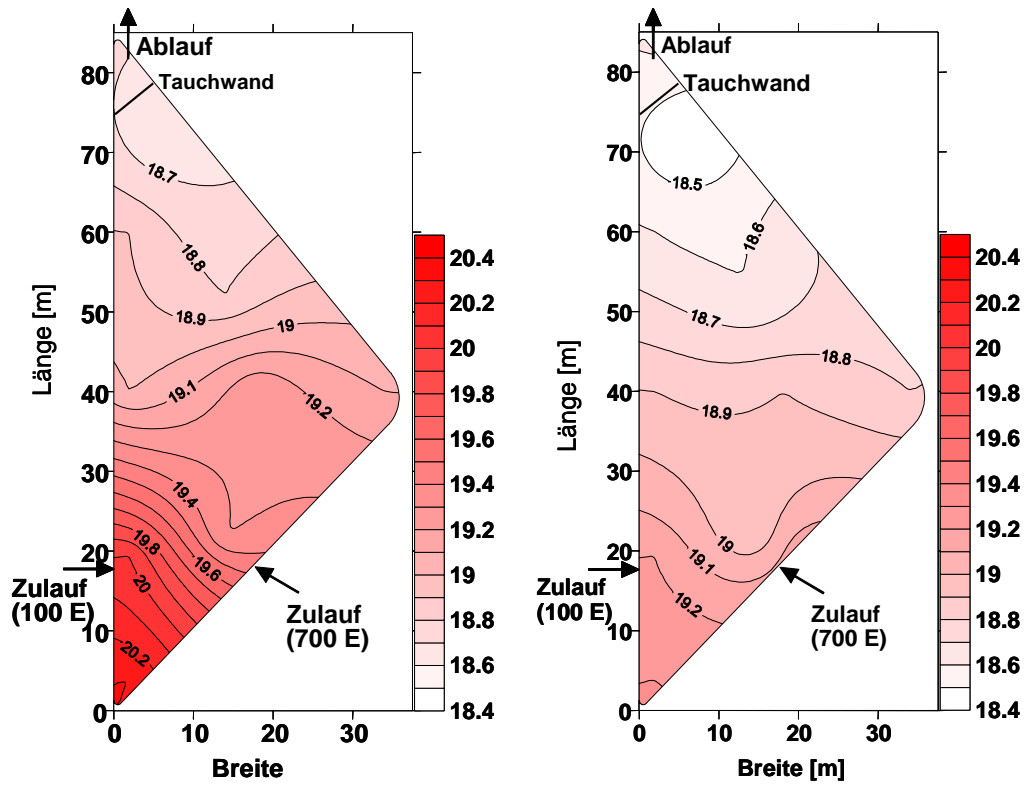


Bild 9: Temperaturverteilung im Teich 1 der Anlage Barneberg in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) am 03.07.2003

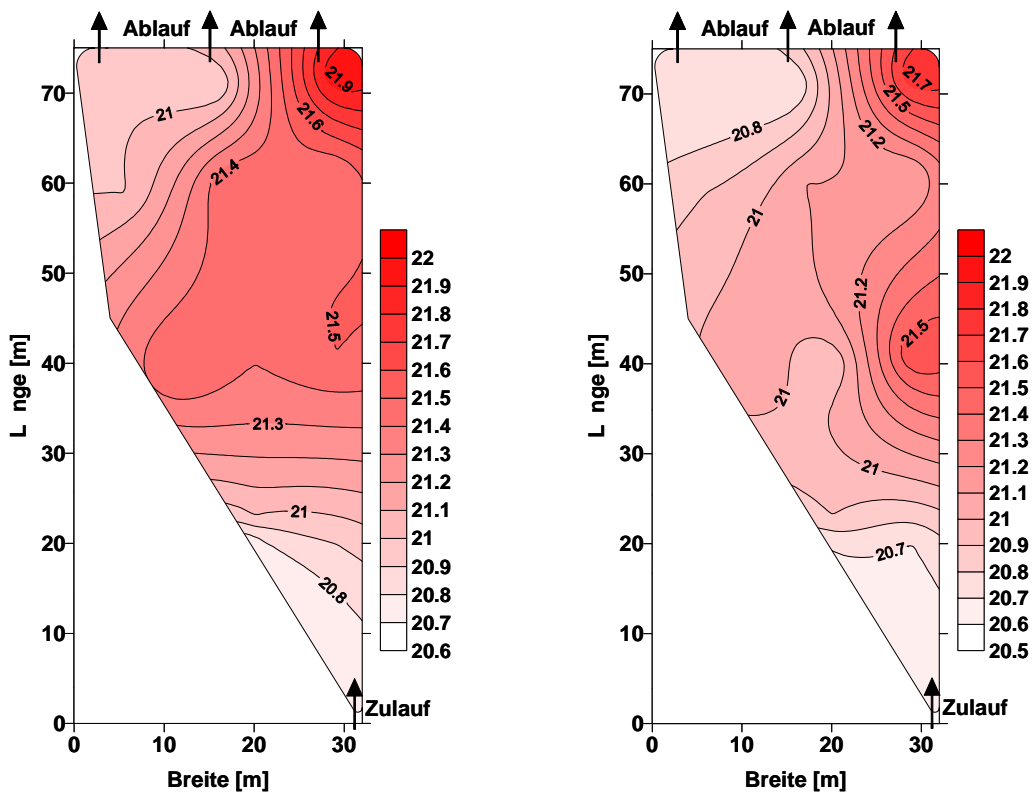


Bild 10: Temperaturverteilung im Teich 2 (1a) der Anlage Barneberg in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) am 03.07.2003

Die Temperaturverteilung im dritten Teich (2) ist homogen. In 10 cm Tiefe wurden Temperaturen zwischen 21,7°C und 22°C gemessen. Die Temperaturdifferenzen zwischen 10 cm Tiefe und 100 cm Tiefe betragen maximal 0,1 K.

Im vierten Teich (3) war die Temperaturverteilung ebenfalls sehr homogen mit Temperatur zwischen 21,7°C und 21,9°C. Die Temperaturdifferenzen zwischen 10 cm Tiefe und 50 cm Tiefe betragen maximal 0,1 K.

Zum Zeitpunkt der eigenen Messung waren die Temperaturen hoch und die Temperaturverteilung in den Teichen gut. Das führte zu einer fast vollständigen Denitrifikation und Nitrifikation (siehe Tab. 17). Aufgrund dieser guten Bedingungen fällt das Reinigungsergebnis deutlich besser aus als im Jahresmittel (Tab. 15).

Bewertung der Schlammverteilung

Im ersten Teich der Anlage beträgt die Schlammhöhe 75 cm, zum Ablauf erhöht sich diese auf 100 cm. Bei einer maximalen Teichtiefe von 2 m erreicht die Schlammhöhe damit fast die Hälfte. Eine Schlammräumung des Teiches wird empfohlen. Bei der Schlammvolumenbestimmung mit Hilfe der Software SURFER wurde ein Schlammvolumen von rund 700 m³ ermittelt. Die Darstellungen und der Berechnungsausdruck sind im Anhang zu finden.

Im zweiten, 1,2 m tiefen Teich sind im Zulaufbereich 10 cm Schlamm gemessen worden. In der Mitte des Teiches war kein Schlamm vorhanden. Ab ca. 15 m vor dem Sickerdamm wurden wieder Schlammhöhen zwischen 5 cm und 10 cm gemessen.

Der Zustand des dritten, 1 m tiefen Teiches, bezogen auf die Schlammhöhe, ist mit dem des zweiten Teiches identisch.

Im vierten Teich wurden maximale Schlammhöhen von 5 cm bei einer Tiefe von maximal 1 m gemessen.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Mit dem Anschluss der 100 E inkl. einer Maschinenbaufirma im September 2000 verschlechterten sich über einen langen Zeitraum (bis ca. Mitte 2001) die Anlaufwerte der Anlage Barneberg. Der Neuanschluss spiegelte sich in den Zulaufwerten wider, der pH-Wert der Eigenüberwachung vom 23.11.2000 lag gerade mal bei 4,9. Bei den folgenden Überwachungen wurden stark überhöhte CSB- und BSB₅-Ablaufwerte gemessen, am 21.02.2001 335 mg/l CSB und 120 mg/l BSB₅ (behördliche Überwachung) sowie am 05.04.2001 270 mg/l CSB (Eigenüberwachung).

Da im Mai 2002 bei der Eigenüberwachung wiederum ein derart niedriger pH-Wert im Zulauf gemessen wurde (3,3), liegt die Vermutung einer zeitweisen Fremdeinleitung nahe.

Die Erstellung einer Mischprobe von den beiden Zuläufen der Anlage ist zur Beurteilung der Zulaufqualität nicht geeignet. Die Zuläufe der Anlage sollten getrennt kontrolliert werden, da in der Untersuchung vom 03.07.2003 große Unterschiede zwischen beide festgestellt wurden. Damit können auch eventuelle Abnormitäten (z.B. Fremdeinleitungen) besser ermittelt werden.

Um ein bessere Stickstoffelimination zu erreichen, wird vorgeschlagen, ein Rücklaufsystem einzubauen. Dazu sollte entweder aus dem Ablaufbereich des zweiten Teiches (1a) oder dem Ablaufbereich des dritten Teiches (2) in den Zulaufbereich des Absetzteiches Wasser gepumpt werden (Bild 11). Empfohlen wird ein Pumpengenverhältnis 1:1 entsprechend der Anlagen-

zulaufmenge. Der Belüfter des zweiten Teiches (1a) sollte in den Ablaufbereich versetzt werden, um den durch Zehrungsprozesse sauerstoffarmen Wasser wieder Sauerstoff zuzuführen.

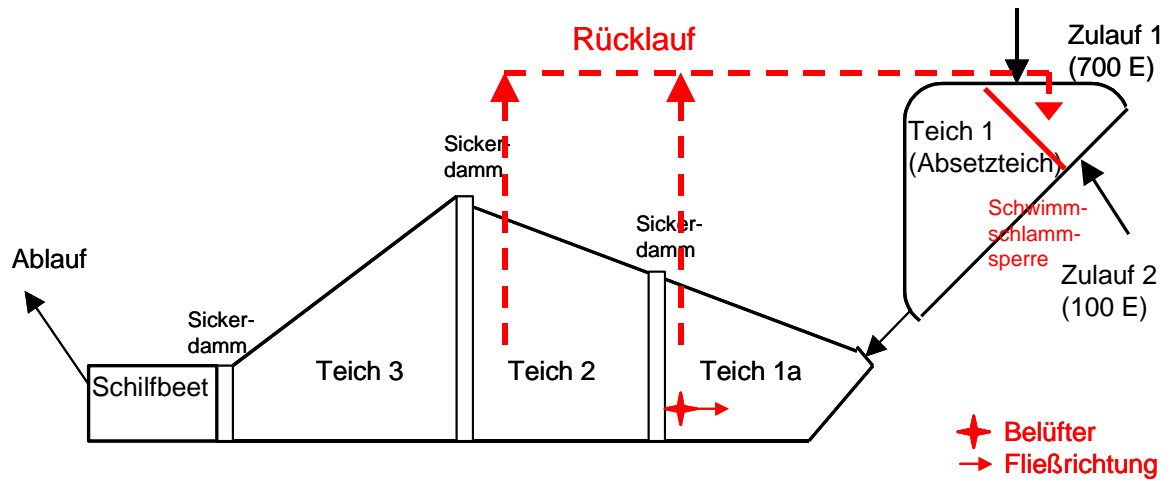


Bild 11: Verbesserungsvorschläge Anlage Barneberg

Zur einfacheren Handhabung der Grobschlammentfernung vom ersten Teich wird empfohlen, den am Ablauf des Teiches vorhandenen Schlammfang in den Zulaufbereich zu verlegen (Bild 11).

Eine Schlammräumung des ersten Teiches wird aufgrund der Messergebnisse dringend empfohlen.

Das angeschlossene Pflanzenbeet sollte regelmäßig auf gleichmäßigen Schilfbewuchs kontrolliert werden. Der Fremdbewuchs am Rand (Große Brennnessel) deutet auf einen unvollständigen Stickstoffumsatz hin. Er sollte entfernt werden. Am Untersuchungstag (03.07.2003) waren im Beet Rinnsale zu sehen (Bild 12). Diese können durch eine unregelmäßige Verteilung aus dem Sickerdamm oder durch Überstauung verursacht sein. Zur Sicherstellung, dass im Pflanzenbeet keine Kolmation auftritt, ist die Durchlässigkeit des Sickerdamms zu prüfen.



Bild 12: Pflanzenbeet der Anlage Barneberg

2.3. Ergebnisse zur Umsetzung vorgeschlagener Optimierungsmaßnahmen der Anlagen Söllichau, Heiligenthal, Walbeck, Warnstedt

Aus den spezifischen Untersuchungen im Jahr 2002 an den Abwasserteichanlagen Söllichau, Heiligenthal, Walbeck und Warnstedt wurden Optimierungsmaßnahmen abgeleitet. In Zusammenarbeit und auf Nachfrage bei den Anlagebetreibern konnten die umgesetzten Maßnahmen zusammengestellt werden.

Die Anlage Heiligenthal und Walbeck sollen im Jahr 2005 abgeschaltet werden, so dass eine Umsetzung der Optimierungsvorschläge nur bedingt erfolgte und weitere Maßnahmen kostenintensiv sind.

Die P_{ges} -Ablaufwerte der Anlage Söllichau überstiegen im Sommer 2003 zeitweise den Überwachungswert von 4 mg/l. Der Absetzteich der Anlage wies schwarze Ausflockungen auf, ein Hinweis darauf, dass die Fällreaktion unvollständig verlief. Durch eine Erhöhung der Fällmittelmenge von 1,5 l Fe_3Cl/h auf 2,5 l Fe_3Cl/h wurde die Fällung optimiert, die Ablaufwerte lagen wieder unter dem Überwachungswert.

Für die Anlage Warnstedt wurde im Juni 2003 auf Anfrage der Betreiber aufgrund eines Schreibens der Unteren Wasserbehörde Quedlinburg (vom 15.05.2003) eine ergänzende Auswertung von Daten vorgenommen. Die Auswertung ergab folgendes:

- die Jahresschmutzwassermenge ist laut den Jahresberichten von 120.032 m³ im Jahr 1999 auf 146.228 m³ im Jahr 2002 angestiegen, ebenso die Jahresabwassermenge (132.002 m³ 1999, 195.512 m³ 2002),
- der Trockenwetterabfluß schwankt zwischen 84.208 m³/a (Minimum) und 100.151 m³/a (Maximum) in den angegebenen Jahren
- der maximale MW-Abfluß aus der Eigenüberwachung im Zeitraum 1998 bis März 2002 lag bei 16,06 l/s
- im Forschungsbericht wurde festgehalten, dass 2001 eine Diskrepanz zwischen Jahresschmutzwassermenge (132.781 m³/a) und Jahresabwasseranfall (100.161 m³/a) in der behördlichen Statistik vorlag, was offensichtlich falsch ist
- Für weitere Berechnungen wurden Mittelwerte aus den allen Stichproben der Eigenüberwachung gebildet, auch hier war eine Zunahme des mittleren täglichen Durchflusses erkennbar (374 m³/d 1998, 497 m³/d bis einschließlich März 2002) (siehe Forschungsbericht S. 38), das entspricht einer Steigerung von rund 25%
- laut behördlichen Angaben beträgt der Bemessungswert 1.000 m³/d, die hydraulische Auslastung der Anlage liegt derzeit bei ca. 50%, damit ist die KA Warnstedt hydraulisch unterbelastet (siehe Forschungsbericht S. 39)
- Ausbaugröße liegt bei 4.700 E, Auslastung nach Auswertung der behördlichen Statistik bei 71% (siehe Forschungsbericht S. 38) bzw. aus Daten der Eigenüberwachung 2000 bei 54% (siehe Forschungsbericht S. 40), damit sind noch Reserven vorhanden
- die Ablaufwerte der KA liegen zum größten Teil im zulässigen Bereich der Stoffkonzentrationen (siehe auch Anhang und Forschungsbericht S. 41)

Fazit der Auswertung war:

- es ist ein Anstieg der Jahresschmutzwassermenge zu verzeichnen, die Ursachen müssen noch genauer ermittelt werden
- bei anhaltendem Trend kann in diesem Jahr (2003) mit einer Jahresschmutzwassermenge größer als 150.000 m³/a gerechnet werden
- eine große hydraulische Unterbelastung einer Teichkläranlage wirkt sich negativ auf die Durchströmung und somit auf die Reinigungsleistung, wodurch sich auch die Ablaufparameter verschlechtern

Im folgenden sind die Optimierungsvorschläge für die einzelnen Anlagen, deren Umsetzung und die Auswirkung auf die Reinigungsleistung bzw. Ablaufwerte zusammengestellt:

Tab. 19: Optimierungsvorschläge, Umsetzung und aktuelle Reinigungsleistung der Abwasserteichanlagen Söllichau, Heiligenthal, Walbeck und Warnstedt

Abwasserteichanlage	Optimierungsvorschläge	Umgesetzte Maßnahmen	Aktuelle Reinigungsleistung
Söllichau	<ul style="list-style-type: none"> • Für eine gezielte Nitrifikation sollte eine technische Stufe nach- oder zwischen-geschaltet werden (Festbett oder Tropfkörper ggf. Pflanzenkläranlage) • Zur Vermeidung von erhöhten BSB₅ sollten die Wasserlinsen regelmäßig während der Vegetationsperiode aus den Teichen entfernt werden. • Bei Optimierung der Fällung kann auch die Zulaufbelastung verringert werden. • Eine weitere Überprüfung der Zulaufbelastung erscheint ratsam. 	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserlinsen wurden in den Sommermonaten regelmäßig entfernt • Empfehlung zur Erhöhung des Fällmittels aufgrund der Untersuchungsergebnisse • Zulaufbelastung wird beobachtet 	<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhung der Fällmittelmenge von 1,5 l Fe₃Cl/h auf 2,5 l Fe₃Cl/h • P_{ges}-Ablaufwert seit Ende Juli 2003 wieder eingehalten im Mittel 3,1 mg/l • Zulaufbelastung sollte häufiger (nicht nur alle 3 Monate) beprobt werden, auch hinsichtlich des Phosphorgehaltes • BSB₅- (7,8 mg/l), CSB- (60 mg/l) und N_{ges}-Ablauf (40,9 mg/l) werden eingehalten
Heiligenthal	<ul style="list-style-type: none"> • Schlammräumung im ersten Teich, Schlammhöhe zwischen 15 cm und 70 cm; • Belüfter des ersten Teiches so ausrichten, dass der komplette Wasserkörper in 	<ul style="list-style-type: none"> • Stilllegung der Anlage für 2005 vorgesehen • ein Teil des Abwassers (~200 m³/d) wird derzeit schon in 	<ul style="list-style-type: none"> • Zulaufwerte für 2003 im Mittel ~20% unter denen des Vorjahres (BSB_{5-Zul} 543 mg/l, CSB_{Zul} 764 mg/l,

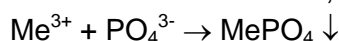
Abwasser- teichanlage	Optimierungs- vorschläge	Umgesetzte Maßnahmen	Aktuelle Reinigungs- leistung
	<p>die hydraulische Durchmischung einbezogen wird; ggf. ergänzende Umwälzeinrichtung zur Vermeidung des „Teetasseneffekts“</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einbau einer Leitwand in den zweiten Teich, da aufgrund der ungünstigen Anordnung von Zu- und Ablauf momentan ca. 2/3 des Teiches nicht direkt in die Reinigung einbezogen sind • Einbindung des dritten, schon vorhandenen Teiches in die Anlage zur Abwasserreinigung unter Beachtung der Anordnung von Zu- und Ablauf, eventuell Einbau einer Leitwand notwendig • Als letzte Maßnahme sollte die Ausbautiefe des ersten, belüfteten Teiches auf >1,5 m Tiefe erhöht werden; • Kontrolle der Maßnahmen durch Messungen 	<p>der Anlage Freist mitbehandelt (Entlastung der Anlage Heiligenthal)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Umsetzung der Maßnahmen aufgrund der kurzen Restlaufzeit kostintensiv 	<p>NH₄-N_{Zul} 85,3 mg/l P_{ges Zul} 15,2 mg/l</p> <ul style="list-style-type: none"> • mittlere Ablaufwerte 2003 im Vgl. zu 2002 verbessert bzw. konstant: BSB₅ (Mittel 63 mg/l) um 6% und CSB (Mittel 209 mg/l) um 17% (über Überwachungswerten), NH₄-N und N_{ges} um jeweils 9%, P_{ges} um 16% verbessert, halten Überwachungswerte ein NO₂- und NO₃-Ablauf konstant • Mit Verringerung der Zulaufmenge erfolgte auch eine leichte Verringerung der Zulaufkonzentration (nicht proportional!) und damit eine leichte Verbesserung der Ablaufwerte • Weitere Verbesserung durch Vorfall möglich (siehe Kap.3)
Walbeck	<ul style="list-style-type: none"> • Abgeschalteten Belüfter im belüfteten Teich wieder in Betrieb nehmen; • Sanierung des Auslaufbauwerks • Stärkerer Schutz gegen 	<ul style="list-style-type: none"> • Stilllegung der Anlage für 2005 vorgesehen, Weiterleitung nach Hettstett • Belüfter im 1. Teich wurde ausgetauscht • 2. Teich weiterhin 	<ul style="list-style-type: none"> • mittlere Zulaufwerte 2003 verringert zu Werten 2001: BSB₅ um 57% CSB um 48% P_{ges} um 33% • seit September

Abwasser- teichanlage	Optimierungs- vorschläge	Umgesetzte Maßnahmen	Aktuelle Reinigungs- leistung
	Wildschäden erforderlich	unbelüftet <ul style="list-style-type: none"> Einsatz eines Al-Fällmittels (4 m³/a) brachte laut Betreiber eine Verbesserung der Ablaufwerte Auslaufbauwerk wurde befestigt 	2003 BSB ₅ - und CSB-Überwachungswerte eingehalten <ul style="list-style-type: none"> Verbesserung der mittleren Ablaufwerte 2003 (Vgl. zu 2001): BSB₅ um 15% CSB um 28% P_{ges} um 33%
Warnstedt	<ul style="list-style-type: none"> Optimierung der Umwälzung des Wasserkörpers im belüfteten Teich Kontrolle der Sickerdämme Prüfung der Strömungsverhältnisse im Nachklärteich, ggf. durch Tracerversuch 	<ul style="list-style-type: none"> neue Auswertung von den im Juni 2003 übersandten Jahresberichten ergab: Jahres-schmutzwasser-menge ist zwischen 1999 und 2002 von 120.032 m³ auf 146.228 m³ gestiegen, mit einem weiteren Anstieg kann gerechnet werden ein Gutachten zu der Problematik wurde im Juni 2003 erstellt 	<ul style="list-style-type: none"> Zulaufkonzentrationen 2003 (Daten bis Mai 2003) waren im Mittel ~40% niedriger als im Vorjahr größere Zulaufmenge (2002: 556 m³/d, 2003: 878 m³/d) die Ablaufwerte fielen 2003 im Mittel ~10% geringer aus als 2002

3 Ergebnisse der Versuche zur Vorfällung an Abwasserteichanlagen

3.1. Allgemeines zur Phosphorfällung

Im Abwasser ist Phosphor in anorganischer und organischer Form, gelöst und ungelöst vorhanden. Phosphate können nur als festes, unlösliches Produkt aus dem Abwasser entfernt werden:



Bei der Phosphorelimination sind fünf Verfahrensschritte zu unterscheiden:

- Dosierung und intensive Durchmischung des Fällmittels
- Bildung unlöslicher Verbindungen, Entstehung nicht abtrennbarer Mikroflocken
- Destabilisierung von Kolloiden, Bildung von Mikroflocken (Koagulation)
- Makroflockenbildung, Einschluss der destabilisierten Kolloide und sonstiger Schwebstoffe, Verweilzeit von etwa 30 Minuten
- Flockenabtrennung durch Sedimentation, Filtration und Flotation

Die Voraussetzung zur Phosphorelimination ist neben dem eigentlichen Fällungsprozess der Zusammenschluss ungelöster Feststoffe zu größeren abscheidbaren Aggregaten (Flockung). Da suspendierte Feststoffe mitgeflockt werden, verringert sich gleichzeitig der Anteil der organischen Belastung. Das spiegelt sich positiv in der Reduzierung der Parameter BSB₅ und CSB wider.

Fällmittel müssen zumeist überdosiert werden, da Metallkationen zusätzlich mit anderen in Abwasser enthaltenen Anionen reagieren. Dabei treten konkurrierende Reaktionen auf, wie Hydroxidbildung, Carbonatbildung, Komplexbildung mit organischen Stoffen, Adsorptionsreaktionen.

In der Praxis richtet sich die erforderliche Dosiermenge nach dem Phosphorgehalt des Abwassers, dem gewünschte Eliminationsgrad und dem Wirkstoffgehalt des Fällmittels. Zusätzlich spielen auch weitere Einflüsse bei der Fällung / Flockung eine Rolle.

Die relative phosphatspezifische Fällmittelmenge β ist definiert als Verhältnis von dosiertem Fällmittelkationen zum zu fällenden Phosphor:

$$\beta = \text{mol Me} / \text{mol P}$$

Die erforderliche Metallmenge errechnet sich aus:

$$\text{Atomgewicht Me} = \text{Atomgewicht P} / \beta$$

Daraus ergibt sich für $\beta = 1,5$:

$$2,71 \text{ g Fe} / 1 \text{ g P}$$

$$\text{bzw. } 1,32 \text{ g Al} / 1 \text{ g P}$$

Der Rest-Phosphorgehalt nach der Vorfällung sollte 1,5 mg/l bis 2,5 mg/l betragen, um den Phosphorbedarf der nachfolgenden biologischen Stufe zu gewährleisten. Ein Mangel an Phosphor führt zu Schwierigkeiten beim BSB₅-Abbau.

3.2. Eigene Untersuchungen

Die Wirkung einzelner Fällmittel ist von der Rohwasserqualität abhängig. Zur Bestimmung der erforderlichen Zugabemenge des Fällmittels wird im Labor mit dem Jar-Test bestimmt.

Die Versuchsanordnung mit Rührbehälter und Sedimentation als Abtrennschritt, entspricht der klassischen Auslegung einer Flockungsanlage und hat sich zur Bestimmung der Chemikalien-dosierung bewährt.

In einer Versuchsserie können z.B. unterschiedliche Konzentrationen von Fällungsmittel getestet werden. Die Wirksamkeit des Fällungsmittels ist neben der Konzentration der Dosierlösung abhängig von deren pH-Wert und den Inhaltsstoffen des Ansatzwassers.

Bei der Durchführung des Jar-Tests werden zwei Arbeitsweisen unterschieden:

- simultane Durchführung mit Reihenrührwerk für 5 bis 6 Bechergläser
- sequentielle Arbeitsweise mit einer Flockungsapparatur mit 4 – 5 Einzelrührwerken und der Behandlung der Wasserproben nacheinander

Nach 30 min Sedimentation wird eine Probe aus dem Überstand in 4 cm Tiefe zur analytischen Untersuchung entnommen.

Nach DVGW – Arbeitsblatt W 218 beträgt die Rohwassermenge für ein Testgefäß 1,8 l. Bezogen auf dieses Testvolumen und eine standardisierte Flockungsapparatur, werden Energieeinträge und Mischzeiten angegeben. In anderen Publikationen, z.B. bei *Otterpohl et al. (2000)*, setzt man kleinere Testvolumina voraus. Somit ergeben sich Abweichungen im Energieeintrag, ausgedrückt durch den G-Wert [s^{-1}].

Die Umrechnung der Drehfrequenz [U/min] in den G-Wert kann mit Bild 2 aus dem DVGW-Arbeitsblatt W 218 erfolgen. Allerdings muss eine Volumenänderung mit einem Korrekturfaktor berücksichtigt werden.

Bei den Laborversuchen wurden an zwei Zulaufproben (Anlage Söllichau und Anlage Heiligenthal) jeweils zwei Fällmittel in unterschiedlichen Konzentrationen getestet. Einflüsse wie pH-Wert, Mischzeit und Energieeintrag (Verwendung von Magnetrührern) wurden konstant gehalten. In Tab. 20 sind die Parameter des Jar-Testes aufgelistet.

Tab. 20: Parameter des Jar-Testes

	DVGW W 218	Otterpohl, Neis et al. (2000)	Gewählte Parameter	
Dosiermengen				
Me ³⁺ -Salze [mmol/l]	0,02 – 0,40	-	FeCl ₃ 0,77-1,39	PAX 0,38-0,85
pH-Wert				
Al ³⁺ -Salze	5 - 8	-	Söllichau:	6,57
Fe ³⁺ -Salze	5 - 10	-	Heiligenthal:	7,03
Energieeinträge, Einmischzeiten				
Hydrolysierbare Metallsalze				
mittlerer G-Wert	> 1000 s ⁻¹	300 s ⁻¹	400 s ⁻¹	
Einmischzeit	5 – 30 s	10 – 60 s	60 s	
Flockenbildung und -abtrennung				
mittlerer G-Wert	10 – 100 s ⁻¹	10 – 100 s ⁻¹	100 s ⁻¹	
Rührzeit	3 – 30 min	10 – 30 min	20 min	
Sedimentationszeit	5 – 60 min		5 – 120 min	

Als Fällmittel wurden FeCl₃ und PAX18 getestet. Die Daten zu den beiden Fällmitteln sind in Tab. 21 enthalten.

Tab. 21: Parameter der getesteten Fällmittel FeCl_3 und PAX18

Handelsname	FeCl_3 Eisen-(III)-chlorid	PAX-18 Polyaluminiumchlorid		
Chemische Zusammensetzung	40%ige FeCl_3 -Lösung	Al_2O_3	$17,0 \pm 0,5 \%$	
		Al	$9,0 \pm 0,3 \%$	
		Fe^{tot}	$<0,01 \%$	
		Cl	$20,0 \pm 1,5 \%$	
		SO_4	$<0,1 \%$	
Wirksubstanz	2,47 mol Fe /kg	3,3 mol Al/kg		
	138,3 g Fe/ kg	89,1 g Al / kg		
Lieferform	Lösung	Lösung		
Dichte (20°C)	1,41 g/cm ³	1,36 g/cm ³		

Der Jar-Test wird in der Regel mit 1,8 l Rohwasser je Becherglas durchgeführt. Im Rahmen der durchgeführten Laboruntersuchungen musste das Versuchsvolumen auf 400 ml bzw. 500 ml je Testgefäß reduziert werden. Die Versuche wurden folgendermaßen durchgeführt:

- Abfüllen von 400 ml bzw. 500 ml Rohwasser in runde Gefäße (\varnothing 10 cm)
- Durchmischen der Proben bei 200 U/min mit Magnetrührern
- Zugabe des Flockungsmittels
- 1 min Mischen bei 200 U/min
- 20 min flockenschonende Rührphase bei 80 U/min
- Abschalten der Rührer
- Vorsichtiges Umfüllen in 500 ml Messzylinder
- Beobachtung der Flockenbildung und des Absetzverhaltens des Schlammes durch Bestimmung des Volumens nach 1, 2, 3, 5, 10, 15, 30, 60, 90, 120 min
- nach 30 min analytische Untersuchung aus dem Überstand (in 4 cm Tiefe) des CSB, CSB_{filt} , P_{ges} , Ortho-Phosphat

Die Filtration der Proben zur Bestimmung von CSB_{filt} und Ortho-Phosphat erfolgte mit Membranfilter (Porenweite 0,45 μm).

Das Polyaluminium (PAX18) zeigte in allen Versuchen eine bessere Wirksamkeit als das FeCl_3 . Schon bei geringen Fällmittelmengen erfolgte eine höhere Phosphor- und auch CSB-Elimination. Das hängt mit der optimalen Löslichkeit des Mittels im pH-Bereich 6 bis 7, der annähernd dem der Zuläufe entspricht, sowie der Polymerflockung zusammen. Das FeCl_3 ist hingegen hat seine optimale Löslichkeit in dem pH-Bereich 5 bis 6, also unterhalb der pH-Abwasserteichzulaufwerte.

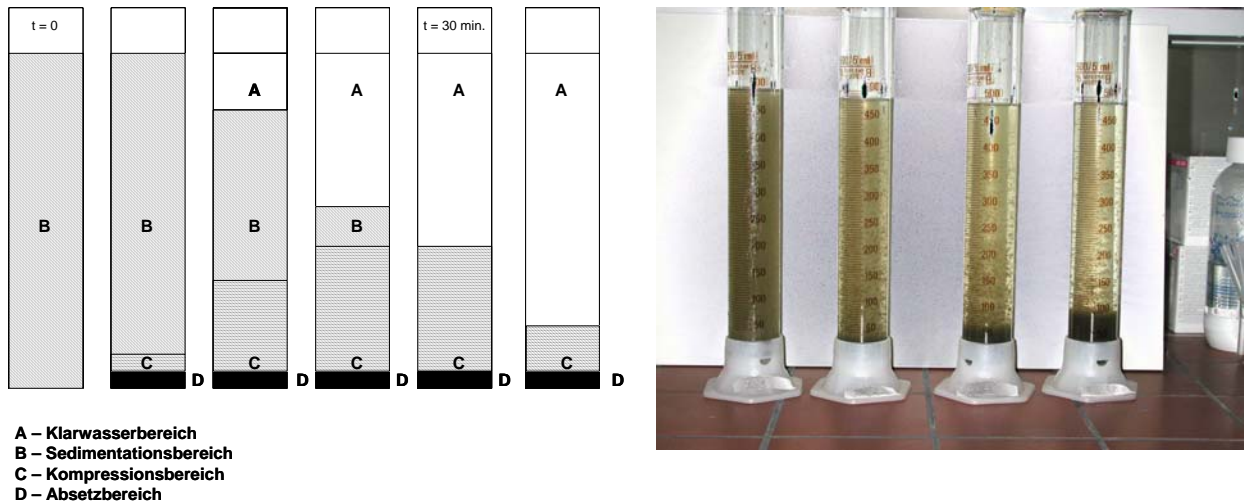


Bild 13: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Sedimentation im Standzylinder (links), Fällversuch nach 10 Minuten: Blindprobe - $\beta = 1,5$ - $\beta = 2,5$ - $\beta = 3,5$ (rechts)

3.3. Ergebnisse der Phosphorfällung Anlage Heiligenthal

Die Ablaufproben der Anlage Heiligenthal zeigen keine Überschreitungen des Überwachungswertes für P_{ges} von 15 mg/l. Der Anlage wird in der Praxis auch kein Fällmittel zugegeben. Da die Anlage aber Probleme bei der Einhaltung der CSB-Ablaufwerte aufweist, wurde im Labor getestet, inwieweit Fällmittel eine Reduzierung des CSB-Zulaufwertes bewirken, um somit eine Entlastung für die Teichanlage herzustellen.

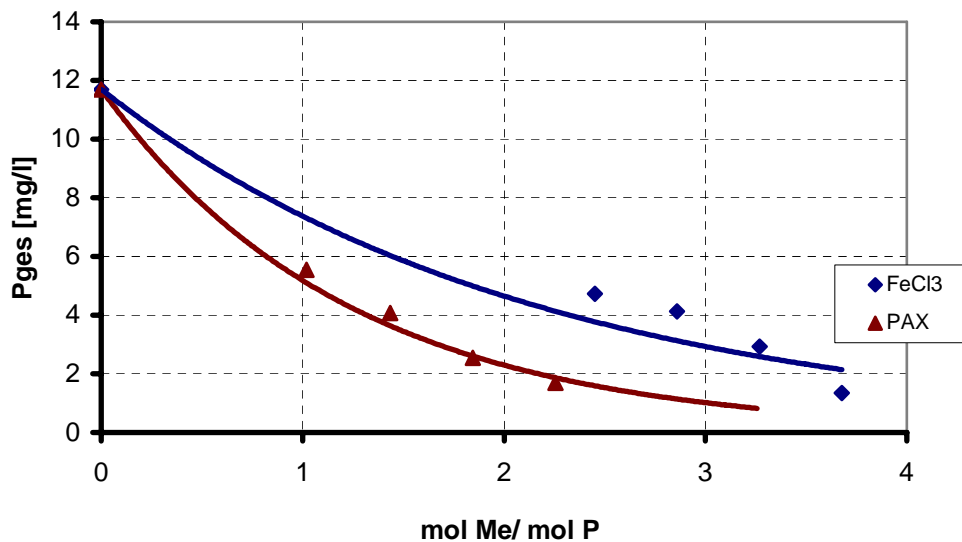


Bild 14: P-Elimination in Abhängigkeit vom β -Wert, Anlage Heiligenthal

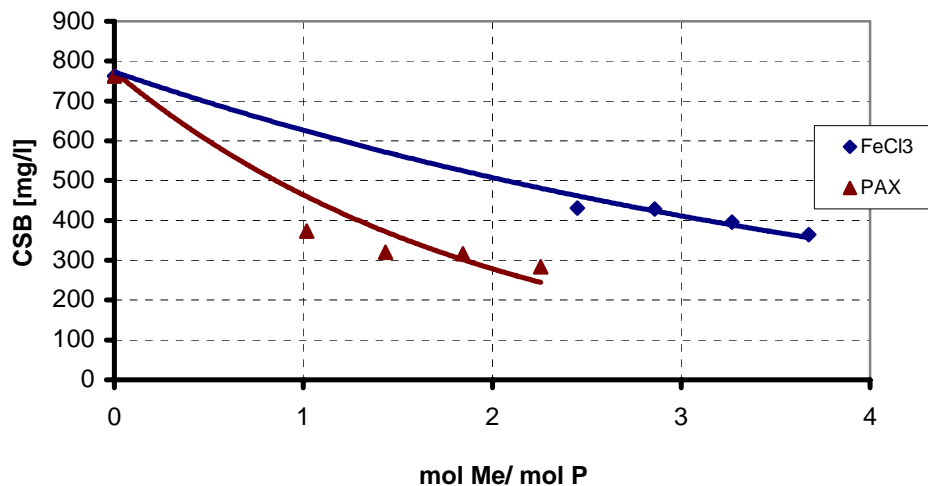


Bild 15: CSB-Elimination in Abhängigkeit vom β -Wert, Anlage Heiligenthal

Wird bei der Teichanlage Heiligenthal ebenfalls von einem Rest-Phosphorgehalt nach der Vorfällung von 4 mg/l ausgegangen, so ergibt sich eine relative Fällmittelmenge $\beta = 2,3$ für FeCl_3 und $\beta = 1,3$ für PAX-18. Mit dieser Dosiermenge bewirkt das PAX eine CSB-Reduzierung um 48%, das Eisen-(III)-chlorid führt zu einer Eliminierung von 38%.

Aus den Ergebnissen der Laboruntersuchungen (Protokolle der Teste im Anhang) ist zu erkennen, dass Fällmittel zur Verringerung des CSB führen. Ein Einsatz dieser kann zur Optimierung der Anlage beitragen. In einem Versuch sollten 0,5 l/h PAX18 dem Zulauf zur CSB-Reduzierung als Entlastung für die Teichanlage zugeführt werden. Die Wirkungen auf die Reinigungsleistung der gesamten Anlage sollten kontrolliert werden. Zu beachten ist dabei der größere Schlammfall. Die Berechnungen beruhen auf Fällmittelkosten von FeCl_3 130 €/t und PAX18 235 €/t sowie 15% TS.

Tab. 22: Voraussichtliche Kosten, Schlammfall und CSB-Elimination für maximal getestete Fällmittelmengen (Laborwerte), Heiligenthal

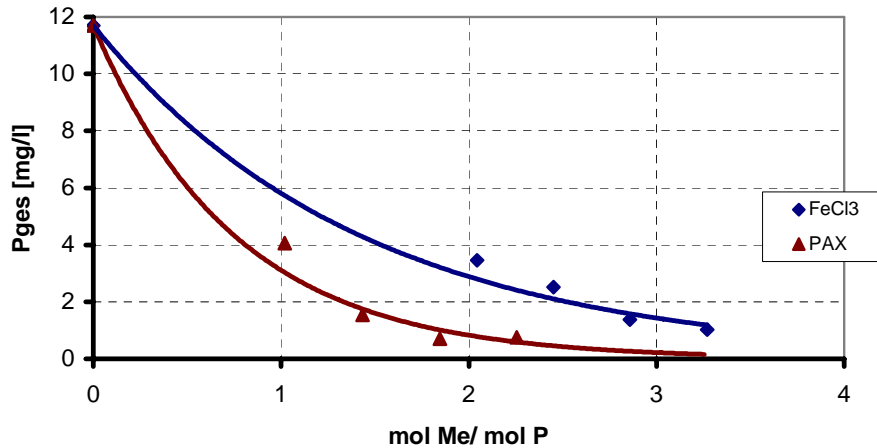
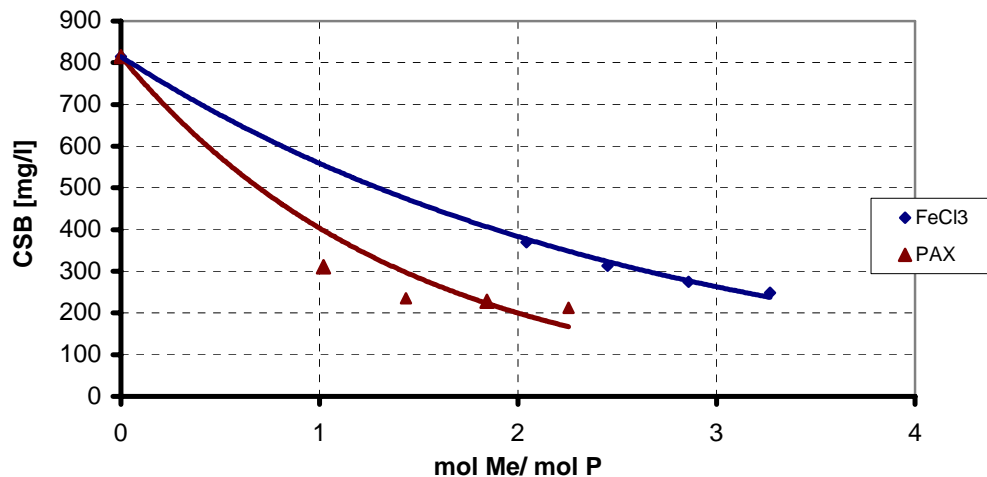
Fällmittel	β -Wert	Menge FM		Kosten €/ Jahr	Schlamm TS		Schlammkosten €/a	CSB-Elim. %
		l/h	t/Jahr		kg/a	m ³ /a		
FeCl ₃	3,7	5,17	64	8303,20	18570	124	1629,21	53
PAX-18	2,3	2,52	30	7068,76	9280	62	814,15	63

Tab. 23: Voraussichtliche Kosten und Schlammfall bei 50% CSB-Elimination, Heiligenthal

Fällmittel	β -Wert	Menge FM		Kosten €/ Jahr	Schlamm TS		Schlammkosten €/a	CSB-Elim. %
		l/h	t/Jahr		kg/a	m ³ /a		
FeCl ₃	3,4	4,75	59	7629,96	16927	113	1485,03	50
PAX-18	1,4	1,54	18	4302,72	5892	39	516,90	50

3.4. Ergebnisse der Phosphorfällung Anlage Söllichau

Bei der Anlage Söllichau ist ein Überwachungswert für P_{ges} von 4 mg/l einzuhalten. Zum Zeitpunkt der Probennahme war der Absetzteich der Anlage schwarz, ein Hinweis auf die Bildung von Eisensulfat, dosiert wurden 1,5 l/h FeCl_3 . Diese Menge reichte augenscheinlich nicht aus.


 Bild 16: P-Elimination in Abhängigkeit vom β -Wert, Anlage Söllichau

 Bild 17: CSB-Elimination in Abhängigkeit vom β -Wert, Anlage Söllichau

Aus den Ergebnisse der Laboruntersuchungen (Protokolle der Teste im Anhang) ging hervor, dass die Fällmittelmenge erhöht werden musste. Empfohlen wurde die FeCl_3 -Menge von 1,5 l/h auf 2,5 l/h zu erhöhen. Dieses wurde von den Betreibern auch umgesetzt. Sollten erneut unzureichende Ablaufwerte oder Bildung von Eisensulfat auftreten, empfiehlt sich auch aufgrund der besseren Eigenschaften und des Kostenvergleichs (Tab. 24) die Dosierung von PAX18 in Erwägung zu ziehen. Bei dem Einsatz von PAX18 ist der höhere Schlammanfall zu beachten. Die Berechnungen beruhen auf Fällmittelkosten von FeCl_3 130 €/t und PAX18 235 €/t sowie 15% TS.

Tab. 24: Voraussichtliche Kosten und Schlammanfall bei Rest-P-Gehalt von 4 mg/l nach Vorfällung, Söllichau

Fällmittel	β -Wert	Menge FM		Kosten €/ Jahr	Schlamm TS		Schlammkosten €/a
		l/h	t/Jahr		kg/a	m ³ /a	
FeCl3	1,5	2,53	31	4064,09	9732	65	853,81
PAX-18	0,8	1,05	13	2951,52	4700	31	412,34

4 Ergebnisse der Untersuchungen zum schwer abbaubaren CSB

4.1. Literaturrecherche zum schwer abbaubaren CSB

Die Literaturrecherche zeigte, dass nur wenige Untersuchungen zur Fraktionierung organischer Reststoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen vorliegen. Besonders für Abwasserteiche gibt es bisher kaum Angaben über die Zusammensetzung der organischen Verbindungen im Ablauf. Aufgrund der Vielzahl der Einzelkomponenten und der heterogenen Zusammensetzung des Abwassers wird die organische Belastung überwiegend mit Summenparametern wie dem CSB eingeschätzt.

Weitergehende Untersuchungen zur Klassifizierung der organischen Inhaltstoffe nach der biologischen Reinigung wurden von MANKA & REBHUN (1971), MANKA et al. (1974) durchgeführt. Untersucht wurde die organische Zusammensetzung vor Abfällung eines Tropfkörperlaufes, einer Teichanlage und von Belebtschlamm. Die organische Gesamtbelastung wurde über den gelöstem CSB bestimmt und lag im Wertebereich zwischen 105 mg/l und 180 mg/l. Tab. 25 zeigt, dass nach der biologischen Behandlung die leichtabbaubaren Stoffe wie Proteine und Kohlenhydrate einen durchschnittlichen Anteil von 25% an gelöstem CSB haben. Die Huminstoffe bilden den größten Anteil der gelösten organischen Stoffen, sowohl bei der untersuchten Abwasserteichanlage als auch beim Tropfkörperverfahren.

Tab. 25: Verteilung der organischen Verbindungen in biologisch behandelten Abwässern [MANKA et al., 1974]

	gesamt gelöster CSB [%]		
	Tropfkörper	Abwasserteich	Belebtschlamm
Proteine	21,6	21,1	23,1
Kohlenhydrate	5,9	7,8	4,6
Tannine und Lignine	1,3	2,1	1,0
Anionische Detergentien	16,6	12,2	16,0
etherextrahierbare Stoffe	13,4	11,9	16,3
Huminstoffe	45,6	48,0	34,9

KOPPE & STOZEK (1999) geben für biologisch gereinigtes häusliches Schmutzwasser ebenfalls einen hohen Anteil für Huminstoffe an. Der CSB im Ablauf einer untersuchten Anlage setzt sich folgendermaßen zusammen:

15 mg/l	Huminsäure, Fulvinsäure (Huminstoffe)	50%
5 mg/l	Metabolite synthetischer Tenside	16,7%
5 mg/l	Anabolite der Bakterien	16,7%
5 mg/l	nicht identifiziert	16,7%
30 mg/l	Gesamt-CSB	100%

Die Untersuchungen zeigen, dass Huminstoffe einen großen Anteil der organischen Substanz in Kläranlagenabläufen bilden.

Die Bezeichnung Huminstoff ist als Sammelbegriff für eine Vielzahl von organischen Verbindungen zu verstehen, die zur Gruppe der refraktären organischen Säuren (ROS) zählen (FRIMMEL, 2002). Huminstoffe entstehen durch den chemisch-biologischen Ab- und Umbau von pflanzlichem und mikrobiologischem Material. Organische Verbindungen werden vollständig mineralisiert oder über Zwischenprodukte zu organischem Material abgebaut oder polymerisiert (ABBT-BRAUN, 2002).

Huminstoffe (HS) sind hochpolymere organische Verbindungen, die sich hauptsächlich aus schwer abbaubaren Stoffen wie Lignin, Fetten und Wachsen, aber auch Polysacchariden zusammensetzen (SCHWOERBEL, 1999). Der Kohlenstoffgehalt von Huminstoffen liegt zwischen 40% und 60% (DVGW, 1993).

Huminstoffe weisen keine einheitliche chemische Zusammensetzung auf und können deshalb nicht durch definierte Strukturmerkmale beschrieben werden. Aus diesem Grund werden Huminstoffe nach ihrem chemischen Verhalten definiert (ABBT-BRAUN, 2002).

Die Nomenklatur und Einteilung erfolgt nach der nach Löslichkeit der Huminstoffe:

1. Huminsäuren (HA) sind im sauren Bereich unlöslich, weisen jedoch im Alkalischen eine gute Löslichkeit auf. HA besitzen Molmassen zwischen 1.000g/mol und 10.000 g/mol.
2. Fulvinsäuren (FA) können im Wasser gebildet werden (autochtone Bildung) oder sind niedermolekulare Endglieder von Huminsäuren aus Bodenauswaschungen. Sie haben Molmassen von 600 g/mol bis 1.000 g/mol und sind sowohl im Alkalischen als auch im Sauren gut löslich.
3. Humine (H) entstehen bei der Humusbildung im Oberboden. Sie weisen Molmassen von größer 10.000 g/mol auf und sind in Wasser unlöslich. Auf Grund dieser Eigenschaft sind sie in aquatischen Systemen nicht relevant.

Zusammenfassend lassen sich Huminstoffe durch folgende Kriterien charakterisieren (FENT, 2003):

- biologisch resistent
- hochmolekular
- uneinheitlich komplexe Struktur
- gebildet durch mikrobiellen Abbau pflanzlichen und tierischen Materials
- Bildung auch teilweise durch Neusynthese

Es stellt sich die Frage, ob diese sogenannten Huminstoffe in Abläufen technischer Kläranlagen und in Teichabläufen gleich zu bewerten sind.

Das Vorhandensein von Huminstoffen in Abläufen technischer Kläranlagen wird durch die Kenntnisse erklärt, dass bei Untersuchungen mit überwiegend synthetischem Abwasser gelöste inerte Verbindungen durch Tätigkeit und Zerfall von Mikroorganismen entstanden (KLOPP, KOPPE, 1990). Weiterhin wurde bewiesen, dass aus ausschließlich niedermolekularen Stoffen hochmole-

kulare Substanzen entstehen können. Diese Substanzen weisen Eigenschaften wie Huminstoffe auf. Der Anteil von Huminstoffen am Ablauf-DOC beträgt im Durchschnitt 40% (LINK et al., 1989).

LINK et al. (1989) verglichen die hochmolekulare Säurefraktion, die sich nach der biologischen Reinigung nachweisen ließ, mit Huminsäuren aus einem Oberflächengewässer. Es konnten Gemeinsamkeiten bei der Färbung, den Säureeigenschaften, dem IR-Spektrum und eine ähnliche Elementarzusammensetzung belegt werden.

Es sollte weiterhin berücksichtigt werden, dass auch im originären Rohabwasser bereits Huminstoffe enthalten sein können, die aus dem Trinkwasser stammen.

Der hohe Rest-CSB im Ablauf von Abwasserteichanlagen kann aber auch in der langen Mineralisierung des Schlammes begründet sein. Wie in natürlichen Gewässern kommt es zum Abbau bzw. Umbau organischen Materials in Abwasserteichen mit der Folge, dass sich Huminstoffe bilden. Diese Verbindungen gelten generell als refraktär. HALBACH (2003) charakterisiert die Huminstoffe als stabile Naturprodukte, die von einem weitgehenden biologischen Abbau in Abwasserteichanlagen zeugen. Als Beispiel führt er eine unterlastete Teichanlage an, bei der die BSB₅-Belastung gegenüber der Planungsgröße wesentlich geringer ist. Infolge dessen werden nach HALBACH (2003) zunächst die leicht abbaubaren Stoffe oxidiert, dann die Stickstoffe und schließlich werden Huminstoffe produziert. Inwiefern es tatsächlich zur Bildung schwer abbaubarer Substanzen in Abwasserteichen kommt, gilt zu prüfen.

4.2. Abbaubarkeitstests - Methodik

Mit biologischen Testverfahren wird die Abbaubarkeit einer bestimmten Substanz durch eine heterogen zusammengesetzte mikrobielle Mischpopulation bestimmt. Die biologischen Testmethoden zur Untersuchung des Abbaubarverhaltens eines Stoffes basieren auf der Verfolgung des Stoffumsatzes oder auf der Wirkung der Substanz auf den Testorganismus (WAGNER, 1988).

Die Basisgrößen biologischer Tests sind überwiegend Summenparameter. Insbesondere bei der Verfolgung der Substrat-Abnahme (Primärabbau) werden summarische Parameter wie der CSB und DOC genutzt. Im Gegensatz zur Einzelstoffanalysen können summarische Kenngrößen einen Überblick über die Abbauvorgänge in komplex zusammengesetzten Wässern geben.

Zahn-Wellens-Test

Der Zahn-Wellens-Test als ein diskontinuierliches Testverfahren dient der Bestimmung der aeroben, biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium (DIN EN ISO 9888). Die Eliminierbarkeit der organischen Stoffe wird über die Abnahme des CSB bzw. des DOC bestimmt. Die in der Norm festgelegten Bedingungen entsprechen üblicherweise den optimalen Bedingungen für den maximalen Abbau bei dem gewählten Inokulum und der Testdauer.

Um den schwer abbaubaren Rest-CSB einer Kläranlage zu ermitteln, wird der Test mit dem Ablauf der Anlage durchgeführt. Durch die am Ende des Tests erreichte Eliminierung organischer Substanz lässt sich der Anteil des schwer abbaubaren CSB ermitteln.

Der Test wird im Batch-Verfahren mit einem Testvolumen zwischen 1 bis 5 Liter durchgeführt. Das Abwasser wird mit Belebtschlamm als Inokulum angereichert. Die maximale Testdauer be-

trägt 28 Tage. Während des Tests muss gewährleistet werden, dass der Schlamm ausreichend belüftet und gerührt wird.

Neben dem Prüfansatz wird in einem weiteren Testgefäß der Blindwert für den Belebtschlamm mitbestimmt. Dieser Testansatz enthält ebenfalls Nährlösung und Belebtschlamm, allerdings wird die Testsubstanz durch destilliertes Wasser ersetzt. Durch die Bildung des Netto-CSB (= CSB Prüfansatz – CSB Blindansatz) wird die Eliminationsrate des Testmediums bestimmt.

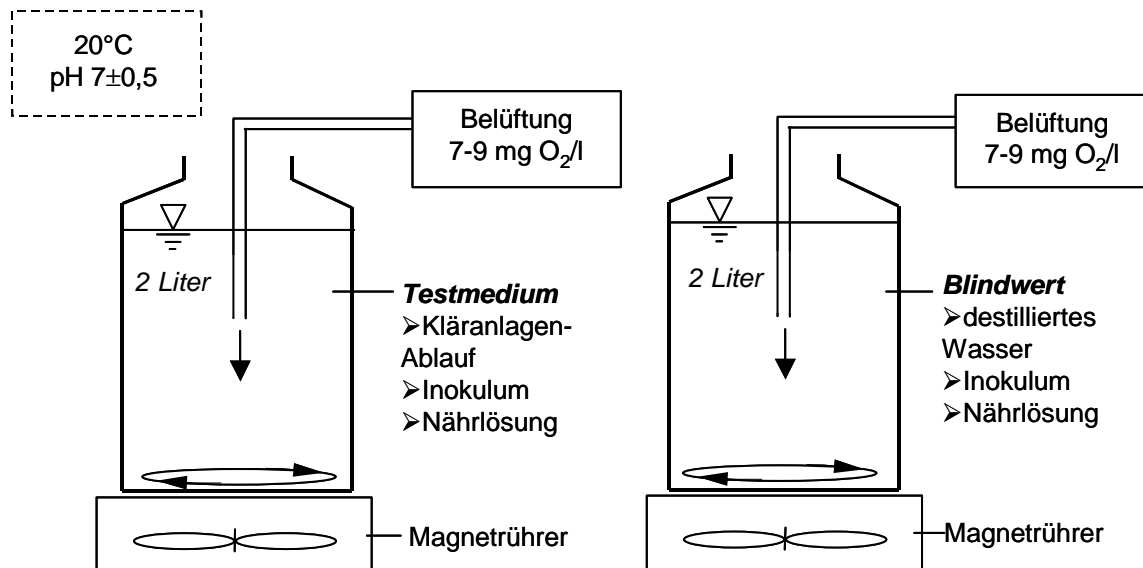


Bild 18: Versuchsaufbau des Zahn-Wellens-Test

Testbedingungen:

- Inkubation mit Belebtschlamm als Inokulum (0,2 – 1,0 g/l im Testansatz)
- Testkonzentration zwischen 100 - 1000 mg/l CSB bzw. 50 - 400 mg/l DOC
- Nährstofflösung
- pH-Wert $7 \pm 0,5$
- Belüftung
- ausreichende Durchmischung
- diffuse Beleuchtung
- Temperaturen zwischen 20°C und 25°C

Für die Testansätze im Zahn-Wellens-Test wurde ein Gesamt-Volumen von 2,0 Litern gewählt. Der TS-Gehalt des Belebtschlammes für die Animpfung lag bei 4,0 g/l. Das Testmediums setzte sich aus 1,8 l Ablaufprobe und 0,2 l Schlamm zusammen, um einen TS-Gehalt von 0,4 g/l im Testansatz zu erhalten.

Für den Test werden Nährlösungen hergestellt, die ein ausgewogenes Verhältnis von C:N:P gewährleisten. Die Einstellung des pH-Wertes auf einen Bereich zwischen 6,5 und 7,5 erfolgt mit Natriumhydroxid-Lösung (NaOH) bzw. mit Salzsäure (HCl). Verdunstungsverluste werden mit destilliertem Wasser ausgeglichen.

Der an den Schlamm adsorbierte Anteil wird über die nach 3 Stunden entnommene Probe abgeschätzt. Dieser Wert wird auch für die Berechnung der biologischen Abbaubarkeit herangezogen. Die prozentuale CSB-Abnahme in jedem Testgefäß wird nach Gleichung (1) berechnet.

$$D_T = \left[1 - \frac{C_{Tt} - C_{Bt}}{C_{T3h} - C_{B3h}} \right] \times 100 \quad [\%] \quad (1)$$

D_T	Abbau [%] zur Zeit T
C_{Tt}	CSB des Prüfansatzes zur Zeit der Probenahme [mg/l]
C_{Bt}	CSB des Blindansatzes zur Zeit der Probenahme [mg/l]
C_{T3h}	CSB des Prüfansatzes 3 Stunden nach Beginn des Tests [mg/l]
C_{B3h}	CSB des Blindansatzes 3 Stunden nach Beginn des Tests [mg/l]

Das Testergebnis wird als CSB-Eliminierungsgrad angegeben, weil nicht zwischen Elimination durch biologischen Abbau und Elimination durch Adsorption unterschieden werden kann.

Modifikation des Zahn-Wellens-Test

Neben dem standardisierten Zahn-Wellens-Test wurde eine Testreihe mit modifizierten Randbedingungen durchgeführt. Im ersten Testansatz erfolgte keine Zugabe von Inokulum und Nährstoffen. Der Abbau konnte somit nur mit den im Abwasser enthaltenen Mikroorganismen und unter den gegebenen Nährstoffverhältnissen ablaufen. Der zweite Testansatz entspricht dem Testmedium im Zahn-Wellens-Test, es wurde jedoch keine Nährstofflösung zugegeben. Der Vergleich mit dem CSB-Eliminationsgrad im Zahn-Wellens-Test soll zeigen inwiefern der Abbau von der Animpfung mit belebtem Schlamm und der externen Nährstoffzugabe abhängen. Erwartungsgemäß sollte die CSB-Elimination bei den modifizierten Testansätzen geringer sein, als unter den optimalen Bedingungen im standardisierten Versuch.

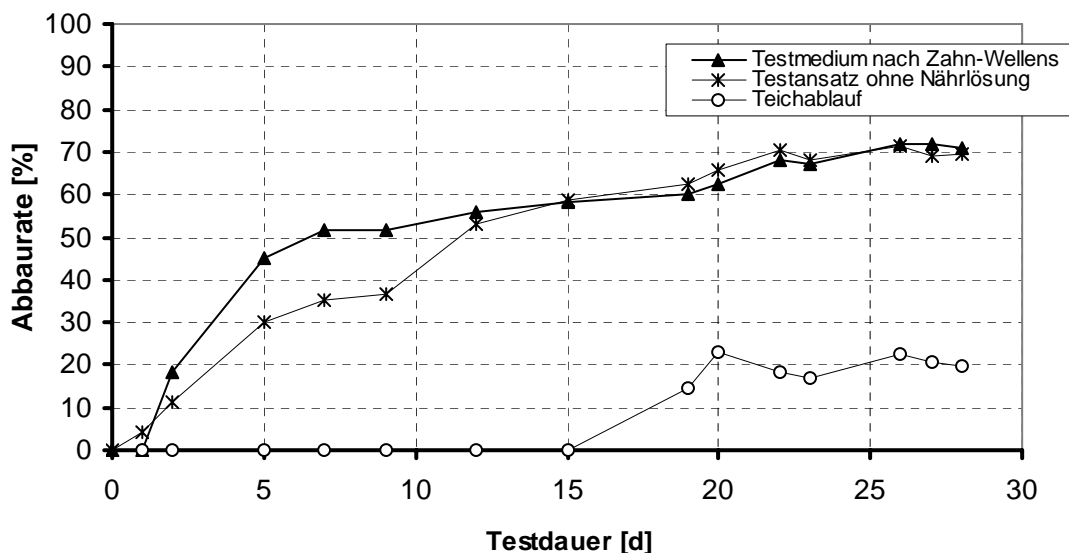


Bild 19: Vergleich von CSB-Abbaubarkeitstest für eine Teichkläranlage in Meckenburg-Vorpommern

Für diese Ablaufprobe zeigte sich, dass ohne Zugabe von Inokulum eine CSB-Eliminationsrate von 20% erreicht werden kann. Innerhalb der ersten 2 Wochen wurde kein CSB eliminiert, erst nach 20 Tagen konnte eine Reduktion gemessen werden, da sich zu diesem Zeitpunkt erst eine Biozönose einstellte. Mit dem zweiten Testansatz konnte gezeigt werden, dass die Nährlösung keinen Einfluss auf den CSB-Eliminationsgrad nach 28 Tagen hatte. Die Ursache liegt in der günstigen Nährstoffverteilung der Abwasserprobe. Generell kann man nicht davon ausgehen, dass diese optimalen Bedingungen in jedem Kläranlagenablauf gegeben sind.

Aufgrund der guten Reproduzierbarkeit des Zahn-Wellens-Testes wurden die weiteren Untersuchungen zur CSB-Abbaubarkeit nach diesem Verfahren durchgeführt. Parallel erfolgte die Bestimmung des BSB₅, BSB₁₀ und BSB₂₀.

4.3. Ergebnisse der untersuchten Teiche Sachsen-Anhalt

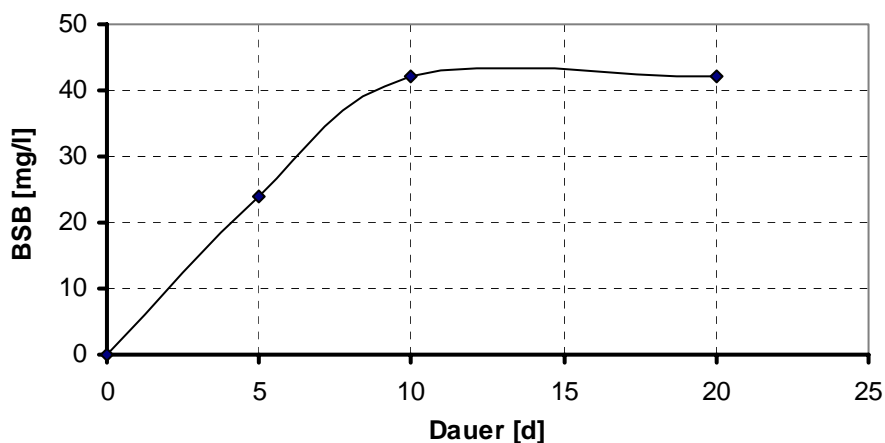
Im Rahmen dieses Projektes wurden Untersuchungen zum schwer abbaubaren CSB für die Abwasserteichanlagen Prießnitz, Söllichau und Heiligenthal durchgeführt.

Die Analysen umfassten Abbaubarkeitstests für die Abläufe aller Anlagen und eine chromatographische Charakterisierung des Rest-CSB der Teichanlage Prießnitz. Zum Vergleich wurde parallel der Ablauf einer großtechnischen Kläranlage chromatographisch untersucht.

Heiligenthal

Der Ablauf der Abwasserteichanlage Heiligenthal hatte am Tag der Probenahme einen CSB_{hom} von 231 mg/l; selbst nach Membranfiltration (0,45 µm) war ein CSB von 125 mg/l messbar. Das CSB_{hom}/BSB₅-Verhältnis beträgt 9,6 und gibt damit den Hinweis auf einen hohen Anteil schwer abbaubarer Stoffe. Für das Verhältnis von CSB zu BSB₁₀ bzw. BSB₂₀ ergibt sich 5,5.

Tab. 26: Parameter Ablauf der Teichanlage Heiligenthal, 04.07.03



CSB _{hom}	CSB _{GF 6}	CSB _{0,45}	BSB ₅	BSB ₁₀	BSB ₂₀	AFS	org. Säuren
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
231	167	125	24	42	42	63	63

Bild 20: BSB-Abbau über 20 Tage für dem Ablauf Heiligenthal, bei 20°C

Mit der BSB-Messung wird die biologische Abbaubarkeit einer Substanz bestimmt. Der BSB zeigt, dass nach 10 Tagen keine weitere Sauerstoffzehrung eingetreten ist. Die im Abwasser enthaltenen organischen Substanzen konnten mikrobiologisch nicht weiter abgebaut werden.

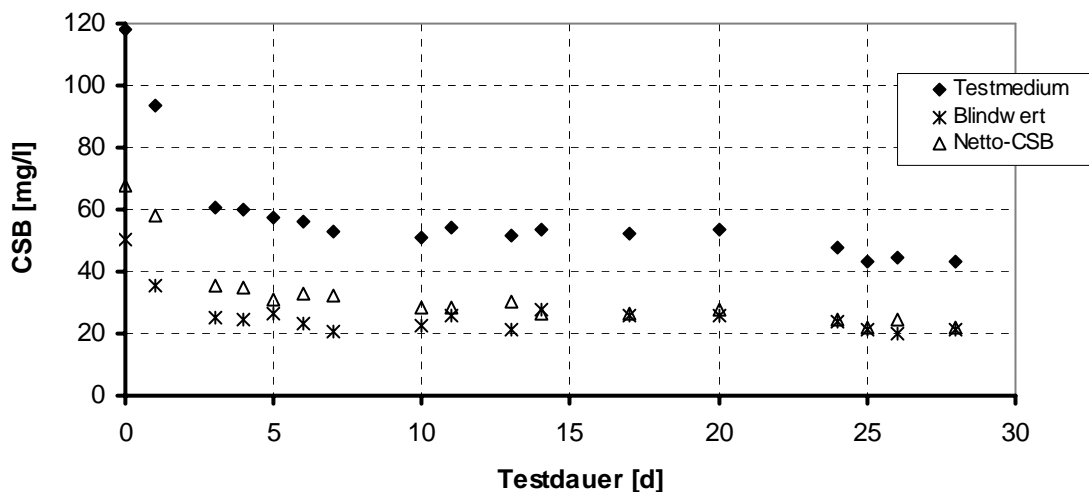


Bild 21: CSB-Messwerte im Zahn-Wellens-Test für den Ablauf Heiligenthal

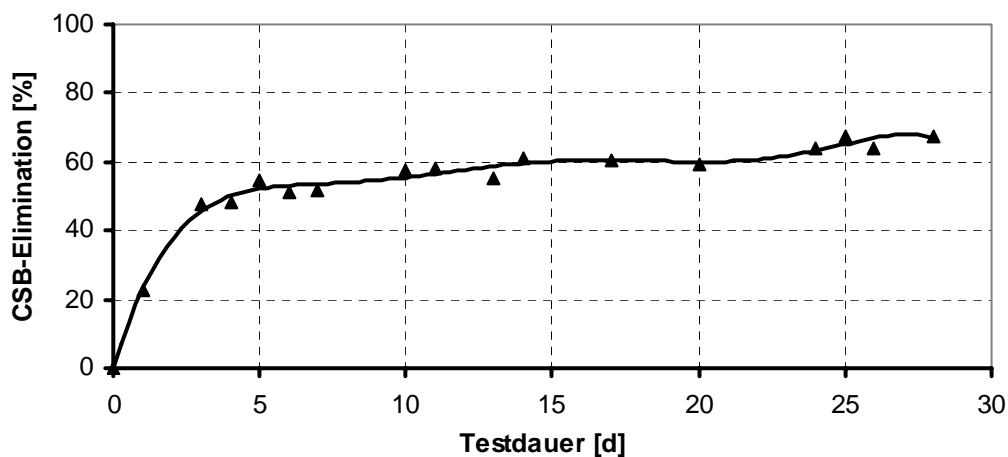


Bild 22: CSB-Elimination im Zahn-Wellens-Test, Heiligenthal

Im Zahn-Wellens-Test ist ebenfalls nach 10 Tagen der CSB-Abbau weitestgehend erfolgt. Im Vergleich zum Endwert nach 28 Tagen wird im weiteren Verlauf des Testes noch eine CSB-Elimination von 10% erreicht.

Für den Ablauf der Abwasserteichanlage Heiligenthal beträgt die CSB-Eliminationsrate im Zahn-Wellens-Test nach 28 Tagen 68%. Bei einem CSB_{filtriert} der Originalprobe von 125 mg/l bleibt sich ein Rest-CSB-Gehalt von 40 mg/l von der filtrierten Probe übrig.

Söllichau

Die Ablaufprobe der Teichanlage Söllichau weist eine geringe organische Belastung am Tag der Probennahme auf. Die CSB-Werte der homogenisierten und der filtrierten Probe sind mit 39,0 mg/l und 38,6 mg/l praktisch identisch, somit liegt der gesamte CSB in gelöster Form vor. Der AFS von 2 mg/l bestätigt den geringen Anteil partikulärer organischer Verbindungen. Das Verhältnis von CSB/BSB5 beträgt 13. Das CSB/BSB20-Verhältnis verringert sich auf 5,6.

Tab. 27: Parameter Ablauf der Teichanlage Söllichau, 14.10.03

CSB _{hom}	CSB _{GF 6}	CSB _{0,45}	BSB ₅	BSB ₁₀	BSB ₂₀	AFS	org. Säuren
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
39	38,9	38,6	3	4	7	2	24

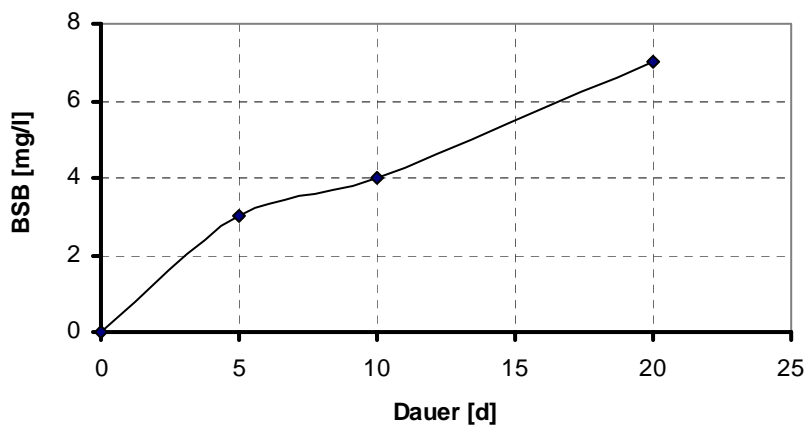


Bild 23: BSB-Abbau über 20 Tage für dem Ablauf Söllichau, bei 20°C

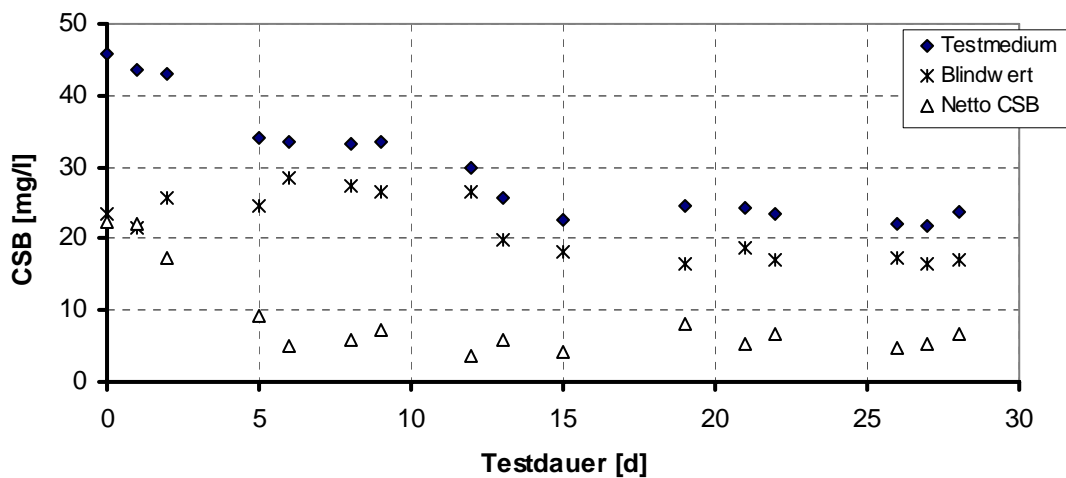


Bild 24: CSB-Messwerte im Zahn-Wellens-Test für den Ablauf Söllichau

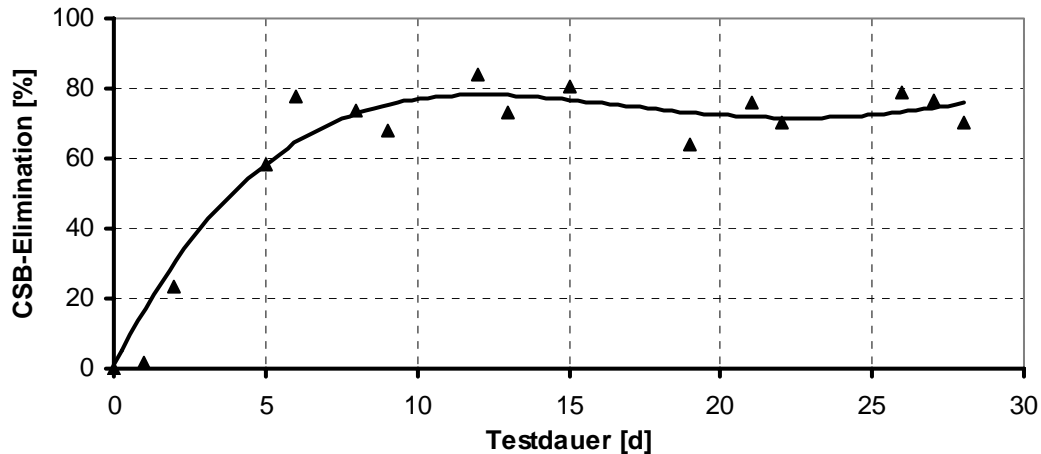


Bild 25: CSB-Elimination im Zahn-Wellens-Test, Söllichau

Die BSB-Messung zeigt zu Beginn einen langsamen Anstieg der Sauerstoffzehrung. Auffällig ist die Differenz zwischen BSB_{10} und BSB_{20} und der damit verbundene hohe Sauerstoffverbrauch nach 10 Tagen Testdauer.

Nach 6 Tagen ist die stationäre Phase für den CSB-Abbau bereits erreicht. Die Eliminationsrate entspricht der nach 28 Tagen.

Für den Ablauf der Abwasserteichanlage Söllichau beträgt der Abbau im Zahn-Wellens-Test nach 28 Tagen 70%. Die Abwasserprobe hatte ursprünglich einen CSB_{fil} von 38,9 mg/l, somit ergibt sich ein Rest-CSB von 11,7 mg/l.

Prießnitz

Die Ablaufprobe der Teichanlage Prießnitz ist in Bezug auf die organische Belastung der Probe aus Söllichau ähnlich. Der homogenisierte und der filtrierte CSB unterscheiden sich kaum. Das CSB/BSB₅-Verhältnis beträgt 13,6. In Bezug auf den BSB_{20} ergibt sich ein Verhältnis von 5,1.

Tab. 28: Parameter Ablauf der Teichanlage Prießnitz, 14.10.03

CSB_{hom}	CSB_{GF6}	$CSB_{0,45}$	BSB_5	BSB_{10}	BSB_{20}	AFS	org. Säuren
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
40,8	40	39,1	3	7	8	5	25,8

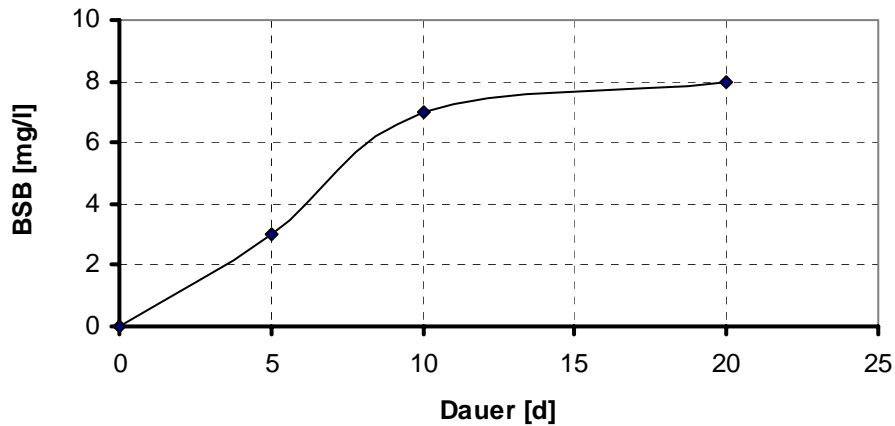


Bild 26: BSB-Abbau über 20 Tage für dem Ablauf Prießnitz

Der BSB-Abbau zeigt, dass im Ablauf der Teichanlage organische Verbindungen vorhanden sind, die einen biologischen Abbau zugänglich sind. Innerhalb der ersten 10 Tagen beträgt die Sauerstoffzehrung 7 mg/l. Bis zum Testende am 20. Tag steigt der BSB auf 8 g/l.

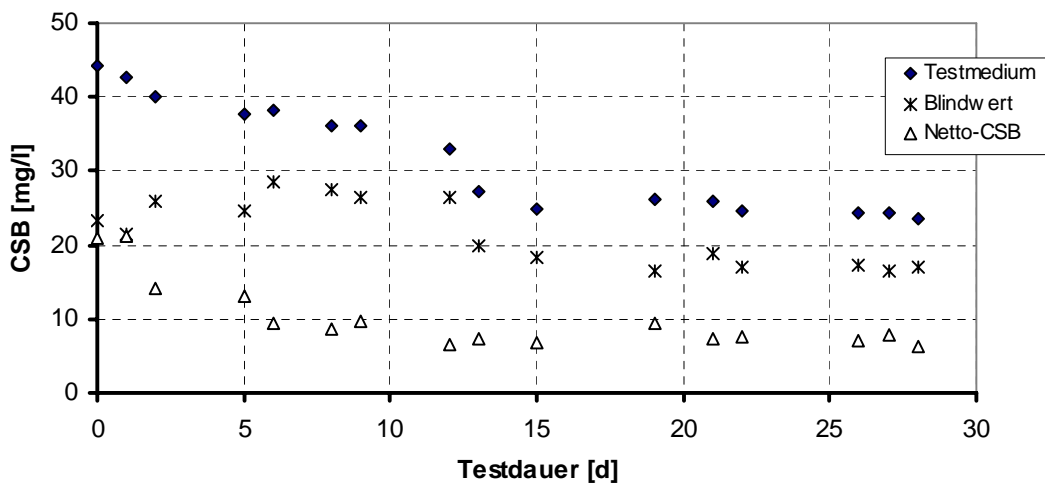


Bild 27: CSB-Messwerte im Zahn-Wellens-Test für den Ablauf Prießnitz

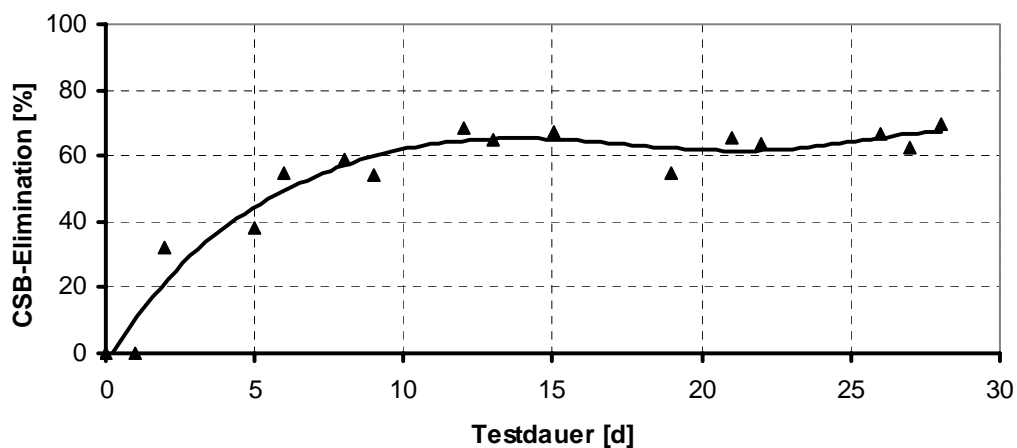


Bild 28: CSB-Elimination im Zahn-Wellens-Test, Prießnitz

Die Abbaurrate im Zahn-Wellens-Test beträgt nach 28 Tagen für den Ablauf der Abwasserteichanlage Prießnitz 69%. Bei einem CSB_{fil} von 39,1 mg/l ergibt sich ein Rest-CSB von 12 mg/l.

Die Abläufe der Abwasserteichanlagen Söllichau und Prießnitz zeigen im Abbaubarkeitstest ein einheitliches Ergebnis. Die CSB-Eliminierung im Zahn-Wellens-Test beträgt ~70%. Beide Teichabläufe hatten einen CSB_{fil} -Startwert von etwa 39 mg/l.

Der CSB_{fil} -Startwert des Teichablaufes Heiligenthal betrug 125 mg/l. Der Rest-CSB nach Versuchsende ist mit 40 mg/l (CSB_{fil}) sehr hoch. Im Zahn-Wellens-Test werden die optimalen Bedingungen für den biologischen Abbau organischer Substanzen eingehalten. Unter diesem Aspekt kann man den Rest-CSB am Ende des Testes als schwer abbaubar charakterisieren. Welche Stoffe bzw. Stoffgruppen diesen Anteil bilden, lässt sich mit chromatographischen Verfahren bestimmen.

Tab. 29: Ergebnisübersicht

	CSB_{hom}	$CSB_{0,45}$	BSB_5	BSB_{20}	$CSB_{28\text{ Tage}}$	Abbau [%]
Anlage Heiligenthal	231	125	24	42	40,4	60
Anlage Söllichau	39	38,6	3	7	11,5	80
Anlage Prießnitz	40,8	39,1	3	8	12	60

4.4. Gelchromatographische Analyse

Mit dem CSB werden die organischen Stoffe summarisch erfasst. Es kann aber keine Aussage über die Zusammensetzung des Abwasser getroffen werden. Eine Analyse aller Einzelstoffe ist jedoch aufgrund der heterogenen Zusammensetzung kaum möglich und sinnvoll. Somit ist eine Analytik zur Bestimmung organischer Stoffgruppen eine geeignete Methode den summarisch bestimmten organischen Kohlenstoff weiter zu differenzieren.

Das LC-OCD-Verfahren (Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection) ist ein Chromatographie-System, das neben einem UV-Detektor einen Kohlenstoff-Selektiven Detektor (OCD) enthält (HUBER & FRIMMEL, 1996). Besonders im Hinblick auf die Quantifizierung und Charakterisierung von Huminstoffen gilt dieses Verfahren als besonders geeignet.

Das Stoffgemisch wird nach dem Prinzip der Gelchromatographie getrennt. Die Klassifizierung der organischen Verbindungen erfolgt nach der Molekülgröße. So ist eine Einteilung organischer Wasserinhalstoffe in eine Anzahl von Molekülmassen-Fractionen möglich (Hütter, 1994). Die Massendetektion erfolgt auf Basis des organisch gebunden Kohlenstoffs. Zur Quantifizierung der einzelnen Fractionen werden die Flächen des Chromatogrammes ausgewertet.

Die Analyse der Abwasserproben erfolgte durch das DOC-Labor Dr. Huber in Karlsruhe. Es wurden Ablaufproben der Anlage Prießnitz, einer großtechnische Kläranlage, der Ablauf einer technisch belüfteten Abwasserteichanlage (I) und einer natürlich belüfteten Abwasserteichanlage (II) in Mecklenburg-Vorpommern untersucht. Bild 29 zeigt die Chromatogramme der Ablaufproben.

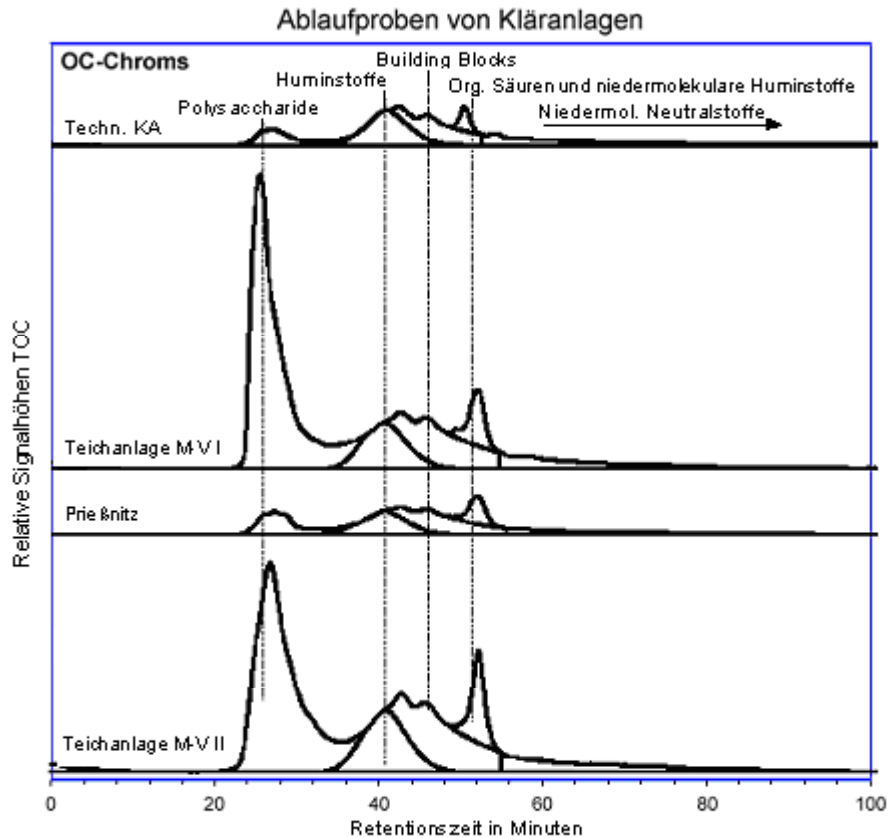


Bild 29: Chromatogramme Kläranlagenabläufe

Von der Wasserprobe wird der gesamte organisch gebundene Kohlenstoff (TOC) und der ungelöste organische Kohlenstoff bestimmt (POC). Der HOC beschreibt den Anteil des organischen Material, dass an der Chromatographiesäule festgehalten wird. Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) wird in sechs Fraktionen eingeteilt.

- Fraktion I - Polysaccharide (EPS = Extrazelluläre polymere Substanz)
Es handelt sich um hydrophile, hochmolekulare und gesättigte organische Verbindungen von denen angenommen wird, dass sie bioverfügbar sind (GLUSCHKE, 1997).
- Fraktion II - Huminstoffe (HS)
Die Charakterisierung der Huminstoffe erfolgt durch die Lage des Peakmaximum (Eluationszeit) und dem Verhältnis aus SAK/OC (spezifische Absorption= UV-Absorption bei 254 nm / organischer Kohlenstoff-Gehalt). Aus der Peaklage wird die vorherrschende mittlere Molmasse abgeschätzt. Mit dem spezifischen Absorptionskoeffizienten SAK(254)/DOC wird die Aromazität eines Huminstoffes bestimmt; er gibt Auskunft über die Häufigkeit seiner UV-absorbierenden ungesättigten und aromatischen Strukturanteile.
- Fraktion IV - Building Blocks (Huminstoff-Hydrolysate)
Diese Fraktion zeigt sich als „Schulter“ vor dem Huminsäure-Peak im Chromatogramm und besitzt im Vergleich zu den Huminstoffen höhere Ladungsdichten und geringere Molmasse (300 g/mol bis 500 g/mol). Es handelt sich möglicherweise um Huminstoff-Grundeinheiten (sogenannte building blocks).

- Fraktion V - Neutralstoffe und amphiphile Substanzen
Neutralstoffe und amphiphile Substanzen sind tensidische und stickstoffhaltige Verbindungen, die überwiegend biologisch verfügbar sind (GLUSCHKE, 1997).
- Fraktion VI - Niedermolekulare Säuren
Niedermolekulare Säuren sind stets weit fortgeschrittene Oxidationsprodukte aus dem Abbau von organischen Verbindungen. Sie haben einen geringen Unsättigungsgrad und sind somit biologisch weitgehend verfügbar.
- Anorganische Kolloide
Diese Fraktion ist im TOC-Chromatogramm nicht sichtbar, sondern wird durch UV-Detektion erfasst. Es handelt sich um anorganische Kolloide wie beispielsweise Kieselsäure, Eisen- und Aluminium-Oxidhydrate (HUBER, 2003).

Tab. 30: Charakterisierung des organischen Kohlenstoffs ausgewählter Ablaufproben

		Prießnitz	Großtechn. Kläranlage	Teichanlage M-V I	Teichanlage M-V II
CSB _{hom}	mg/l	40,8	37,4	179	312
CSB _{fil (0,45µm)}	mg/l	39,1	36,9	97,9	123,8
BSB ₅	mg/l	3	1,7	14	63
BSB ₂₀	mg/l	8	4,2	35	127
TOC	mg/l	10,12	10,46	35,88	51,98
CDOC	mg/l	8,16	8,39	29,10	32,79
HOC + POC	mg/l	1,96	2,07	6,79	19,20
CSB/TOC		4,03	3,58	4,99	6,00
Chromatographische Fraktionierung des DOC					
Polysaccharide	mg/l	1,65	1,18	15,87	15,87
	% DOC	20,25	14,06	54,53	46,86
Huminstoffe	mg/l	2,70	3,29	5,46	7,32
	% DOC	33,04	39,17	18,75	22,33
Building Blocks	mg/l	2,39	2,20	4,93	6,44
	% DOC	29,34	26,26	16,94	19,63
Amphiphile	mg/l	1,21	1,72	2,65	3,27
	% DOC	14,78	20,52	9,11	9,97
Organ. Säuren	mg/l	0,22	0,00	0,19	0,40
	% DOC	2,70	0,00	0,67	1,22
Anorg. Kolloide	SAK m ⁻¹	0,73	0,67	7,5	16,24

Die organische Belastung der Abläufe wurde über den CSB, TOC und DOC bestimmt. Auffällig sind die hohen CSB-Werte der Teichanlagen in Mecklenburg-Vorpommern selbst nach Membran-

filtration. Die CSB/TOC-Verhältnisse liegen zwischen 3,58 und 6,0. Ein hohes Verhältnis von CSB zu TOC weist auf einen hohen Anteil an stark reduziertem Kohlenstoff (z.B. Fette) hin.

Der Ablauf Prießnitz und der großtechnischen Anlage sind in ihrer Zusammensetzung einem natürlichen Gewässer sehr ähnlich.

Bei der Probe der großtechnischen Kläranlage waren organische Säuren und fortgeschrittene Produkte des biologischen Abbaus, nicht mehr nachweisbar. In den Abläufen der Teichanlagen waren organische Säuren in geringen Mengen nachweisbar.

Die Teichanlagen M-V I und II weisen besonders hohe Werte in der Fraktion der Polysaccharide auf. Da Polysaccharide bioverfügbar sind, lässt sich daraus schließen, dass der biologische Abbau nur unvollständig abgelaufen ist.

Die Konzentration der **Huminstoffe** variiert bei den untersuchten Anlagen zwischen 2,70 mg/l und 7,32 mg/l. Bei der großtechnischen Kläranlage und der Teichanlage Prießnitz könnten die Huminstoffe durch das Trinkwasser verursacht sein. Bei den Teichanlagen in Mecklenburg-Vorpommern sind aufgrund der hohen Konzentration weitere Ursachen zu berücksichtigen. Eventuell könnten Huminstoffe durch den Zutritt von Oberflächenwasser in den Teich gelangen. Als wahrscheinlicher gilt jedoch, dass sie sich im Abwasserteich bilden.

Huminstoffe sind in jedem aquatischen System vorhanden (FRIMMEL, 2002). Sie entstehen durch Abbau- bzw. Umbauprozesse des organischen Materials. Im Vergleich zu natürlichen Gewässern besitzen Abwasserteiche eine wesentlich höhere organischen Belastung. Die Bildung von Huminstoffen im Abwasserreinigungsprozess ist somit als ein natürlicher Prozess zu sehen.

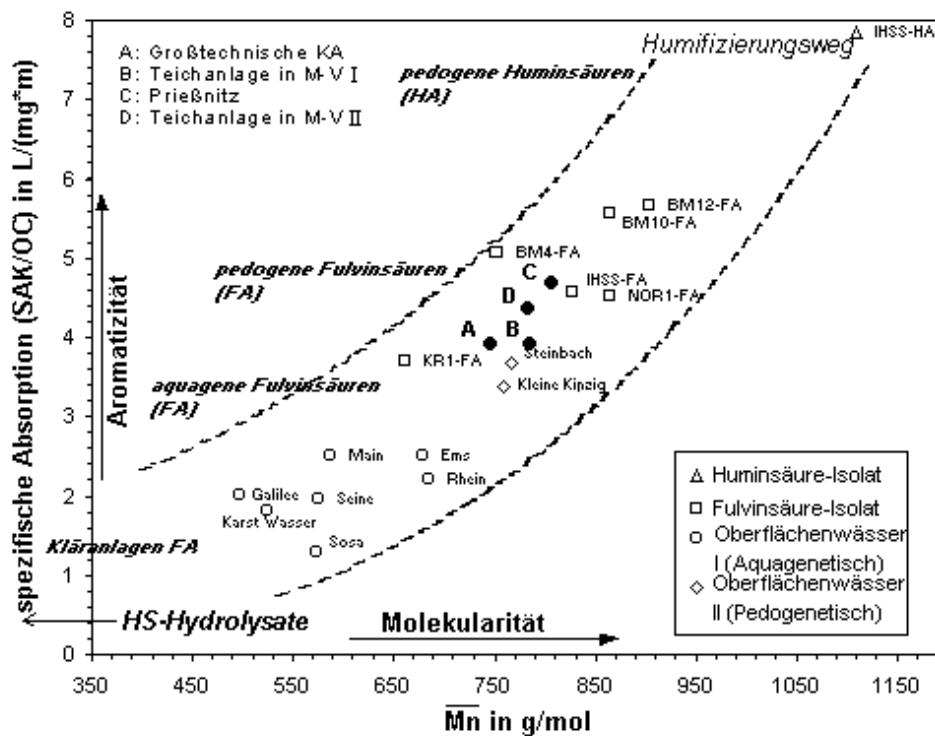


Bild 30: Huminstoff-Diagramm [DOC-Labor Dr. Huber, Bericht vom 20.10.2003]

Durch die Bestimmung der spezifischen Absorption (Aromazität) und der Molekularität der Huminstoffe ist eine Einordnung in das Huminstoff-Diagramm möglich. Bei Proben aus dem Grundwasser und aus dem Moor erwartet man eine sehr hohe Reife. Die Einordnung im Huminstoff-Diagramm erfolgt dann im Bereich der pedogenen Huminsäuren. Aquagene Fulvinsäuren sind im Wasser selbst entstanden und weisen auf Grund ihres geringen Alters relativ kleine Molmassen und einen niedrigen Ungesättigtheitsgrad auf (HUBER & FRIMMEL, 1996).

Proben aus Kläranlagenabläufen werden wegen der geringen Molmasse und Aromazität als stärker reaktiv eingeschätzt. Die Huminstoffe aus Kläranlagenabläufen befinden sich folglich am Anfangstadium der Humifizierung (FRIMMEL, 2002).

Bei den untersuchten Kläranlagenabläufen konnte das nicht bestätigt werden. Die Fraktion der Huminstoffe weist Molmassen zwischen 742 g/mol und 802 g/mol auf. Die Aromazität beträgt bis 3,74 und 4,62 l / (mg·m). Im Huminstoff-Diagramm zeigt sich, dass die Teichabläufe im Vergleich zur technischen Kläranlage ein höheres Stadium der Humifizierung aufweisen.

5 Zusammenfassung

In Rahmen des Abschlussberichtes wurden Ergebnisse der Recherche zum schwer abbaubaren CSB dargestellt. Es wurden weiterhin Ergebnisse zum Betrieb der Abwasserteichanlagen Prießnitz und Barneberg sowie zu deren Optimierungsmöglichkeiten aufgezeigt. Ferner Ergebnisse zum Einfluss der Phosphorfällung auf den CSB dargestellt. Die Resultate zeigen, dass:

- Fällmittel in der Vorfällung neben der Eliminierung des Phosphors auch zur CSB-Reduzierung eingesetzt werden können;
- mit dem Polyaluminium (PAX18) bessere und effektivere Wirkungen als mit FeCl_3 erzielt werden, der höhere Schlammanfall muss beachtet werden, dem gegenüber stehen ein geringerer Produktverbrauch und Kosteneinsparungen, z.B. beim Energieverbrauch durch weniger Belüfterzeiten;
- nur wenige Untersuchungen bisher zum schwerabbaubaren CSB in Kläranlage / Abwasserteichanlage vorliegen und die Untersuchungen zum großen Teil schon älter sind;
- aus der Literatur geht hervor, dass aus ausschließlich niedermolekularen Stoffen hochmolekulare Substanzen entstehen können. Diese Substanzen weisen Eigenschaften wie Huminstoffe auf. Der Anteil von Huminstoffen am Ablauf-DOC beträgt im Durchschnitt 40% (LINK et al., 1989).
- Langzeitabbautests zeigen bei Ablaufproben mit hohem CSB eine Reduzierung, Hinweis auf unvollständigen Abbau im Teich und dass ein Restanteil vom CSB erhalten bleibt

Aus den spezifischen Untersuchungen an den Anlagen Prießnitz und Barneberg können folgende Optimierungsmaßnahmen abgeleitet werden:

Abwasserteichanlage Maßnahmen

Prießnitz

- Empfehlung einer kontinuierlichen, maximalen Beschickung des Festbettreaktors unter Ausnutzung des Puffervermögens des technisch belüfteten Teiches
- Ausreichende Sauerstoffversorgung des Festbettes
- Ermittlung der gesamten Aufwuchsfläche, Schlammbelastung
- Aktivitätssteigerung der Biomasse im Festbettreaktor, Ziel bessere Nitrifikation
- ggf. Spülung/Reinigung des Reaktors, von Zeit zu Zeit prüfen
- Schlammräumung des Nachklärteiches
- Absprache mit Wasserbehörde über weitergehende Genehmigung des Testbetriebes

Barneberg

- Verlegung des Schlammfanges am Ablauf des ersten Teiches in den Zulaufbereich zur einfacheren Handhabung der Entfernung des Grobschlammes
- Schlammräumung des ersten Teiches ist dringend
- Prüfung des Sickerdammes zwischen viertem Teich und Pflanzenbeet auf gleichmäßigen Durchlass
- Prüfung der Ursache für den Auftritt von Rinnsälen im Pflanzenbeet (evt. Überstau vorhanden)
- Entfernung des Fremdbewuchses im Pflanzenbeet
- Installation eines zweiten Belüfters auf dem zweiten Teich (1a), da sauerstoffarme Zonen im Teich vorhanden sind, die Leistung von einem Belüfter reicht augenscheinlich nicht aus
- beide Zuläufe der Anlage sollten getrennt beprobt werden, da erhebliche Unterschiede zwischen den Zulaufkonzentrationen ermittelt worden, evt. Fremdeinleitungen können besser erfasst und verfolgt werden.

Ausblick:

- bisher eine Untersuchung zu Huminstoffen im Zulauf, zur Quantifizierung der Ergebnisse sind weitere Untersuchungen erforderlich
- vergleichende Untersuchungen zum Vorhandensein von Huminstoffen in Abläufen technischer Kläranlagen und in Teichabläufen notwendig
- weitere Tiefenuntersuchungen an ausgewählten Anlagen

Rostock, November 2003

Dr.-Ing. M. Barjenbruch

Dipl.-Ing. C. Erler

cand. Dipl.-Ing. M. Steinke

6 Literaturverzeichnis

- Abbt-Braun, G. (2002):* Huminstoffe – Vorkommen, Charakterisierung und Reaktionen, Nachrichten aus dem Institut für Technische Chemie, Wasser- und Geotechnologie, 1. Jahrgang, Heft 4, 41–49
- Abis K.L., Mara D.D. (2002):* Research on waste stabilisation ponds in the United Kingdom - I. Initial results from pilot scale facultative ponds, 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 2. - 5. April 2002, Auckland Neuseeland: 1-10
- Abwasserverordnung-AbwV (2001):* Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer AbwV-Abwasserverordnung, Fassung von 20. September 2001
- ABWASSERVERORDNUNG (2002)* Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer und zur Anpassung der Anlage des Abwasserabgabengesetzes, vom 2.7.2002
- ATV-Arbeitsblatt A 201 (1989):* Grundsätze für die Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef
- ATV-Handbuch: Biologische und Weitergehende Abwasserreinigung (1997):* Abwassertechnische
- Barjenbruch M., Brockhaus S. (2002):* Abwasserteiche im ländlichen Raum – Reinigungsleistung und Optimierung, ATV Bundestagung, Weimar
- Borchardt D., Menhadj F. (2001):* Entscheidungsgrundlagen für den Einsatz von Teichkläranlagen, Internationaler Workshop Hannover: Ortsentwicklung und Abwasserreinigung in Teichkläranlagen
- Chabir D., El Ouarghi H., Brostaux Y., Vasel J.L. (2000):* Some influences of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds, Water Science and Technology (42) 10-11: 237-246
- DIN EN ISO 9888 (1999):* Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium - Statischer Test (Zahn-Wellens-Test)
- Dittrich A. (1985):* Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 39
- DOC-Labor Dr. Huber:* WWW.DOC-LABOR.DE
- DVGW (1993):* Wasserchemie für Ingenieure, R. Oldenbourg Verlag, München
- Entsorgungsgesellschaft Elbe mbH (1999):* Einschätzung zum Leistungsverhalten des OT Schollene auf der Grundlage der Ortsbesichtigung und der Probenahme vom 3.1.1999 (unveröffentlicht)
- Frimmel, F. H., Abbt-Braun, G., Heumann, K. G., Hock, B., Luedemann, H.-D, Spittler, M., Eds. (2002):* Refractory Organic Substances in the Environment, Wiley-VCH, Weinheim
- Gluschke, M. (1997):* Untersuchungen an Huminstoffen der Warnow. Chromatographische Charakterisierung natürlicher organischer Wasserinhaltsstoffe, Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock
- Halbach, (2003):* Institut für Abwasserwirtschaft Halbach, Unabhängige Sachverständige für Kommunen und Industrie, <http://www.institut-halbach.de/abgabe/csbhumin.htm>, 23.07.2003

- Huber, S. A., Frimmel F. H. (1996):* Gelchromatographie mit Kohlenstoffdetektion (LC-OCD): Ein rasches und aussagekräftiges Verfahren zur Charakterisierung hydrophiler organischer Wasserinhaltsstoffe, Vom Wasser Bd. 86, S. 277-290, VCH Verlag, Weinheim
- Hütter, L. A.(1994):* Wasser und Wasseruntersuchung, 6. Auflage, Salle und Sauerländer Verlag, Frankfurt am Main
- Klopp, R. (1999):* Kommunales Abwasser und seine Behandlung, in: Wasser und Gewässer, Hrsg. F.H. Frimmel, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Klopp, R., Koppe P. (1990):* Die quantitative Charakterisierung von Abwässern hinsichtlich ihrer Dispersität und Abbaubarkeit, Vom Wasser Bd.75, S.307-329, VCH Verlag, Weinheim
- Koppe, P., Stozek A. (1999):* Kommunales Abwasser, 4. Auflage, Vulkan -Verlag, Essen
- Link, J., Gilbert, E., Eberle S. H. (1989):* Untersuchungen über Art und Menge der Reststoffe in den Abläufen biologischer Kläranlagen, Vom Wasser Bd. 72, S.349 – 370, VCH Verlag, Weinheim
- Manka, J., Rebhun M., Mandelbaum A., Bortinger A. (1974):* Characterization of Organics in Secondary Effluents, Environmental Science & Technology, S. 1017-1020
- Otterpohl, Neis et al. (2000) :* Practical Course in Water and Wastewater Technology II, Turbidity solid elimination, Technische Universität Hamburg-Harburg
- Rebhun, M., Manka, J. (1971):* Classification of Organics in Secondary Effluents, Environmental Science & Technology, S. 606 -609
- Schwoebel, J. (1999):* Einführung in die Limnologie, 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Wagner, R. (1988):* Methoden zur Prüfung der biochemischen Abbaubarkeit chemischer Substanzen, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim

7 Anhang

7.1. Abwasserteichanlage Prießnitz



Bild 31: Emscher Brunnen der Anlage Prießnitz



Bild 32: Ablauf der Anlage Prießnitz

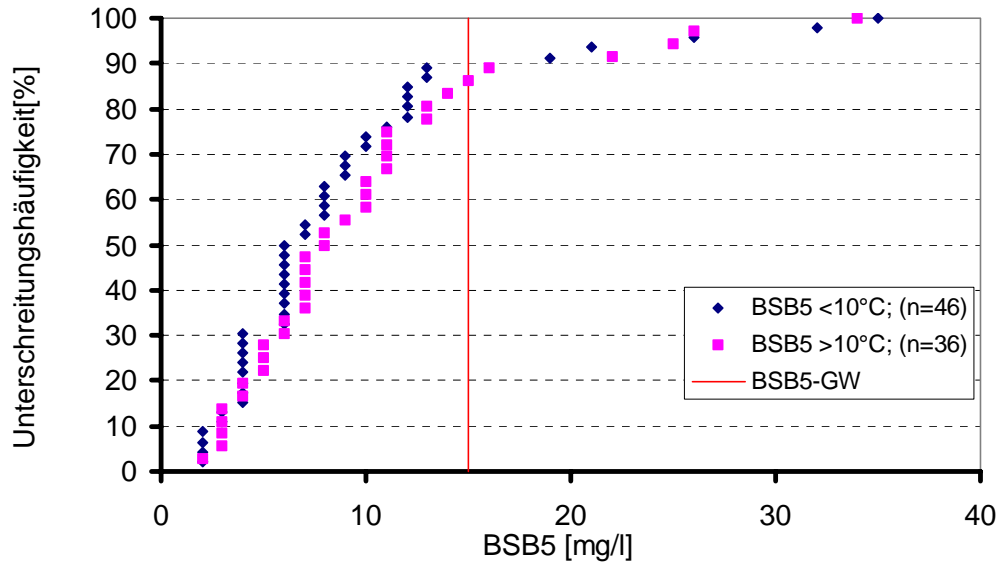


Bild 33: Unterschreitungshäufigkeit der BSB_5 -Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Temperatur, Anlage Prießnitz

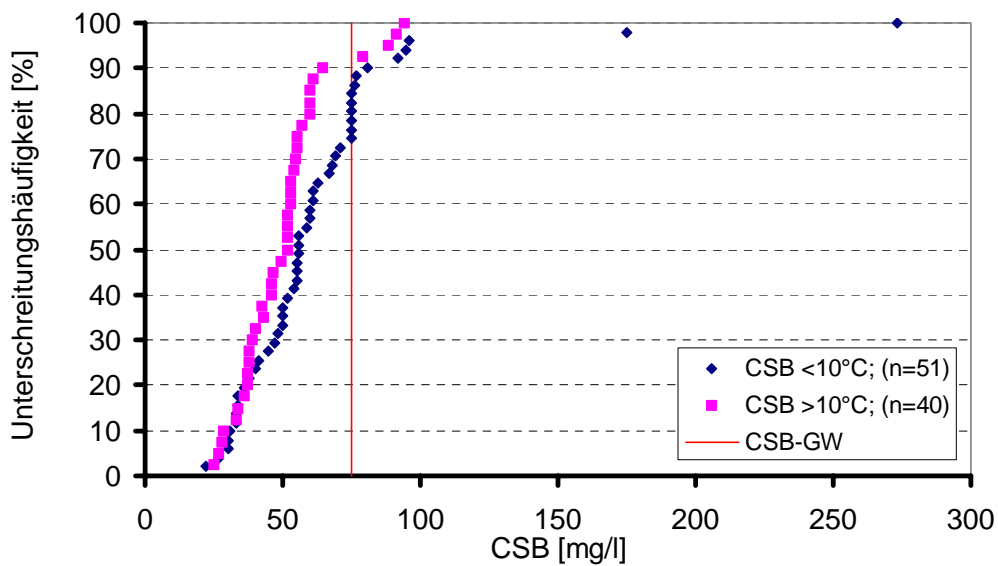


Bild 34: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Temperatur, Anlage Prießnitz

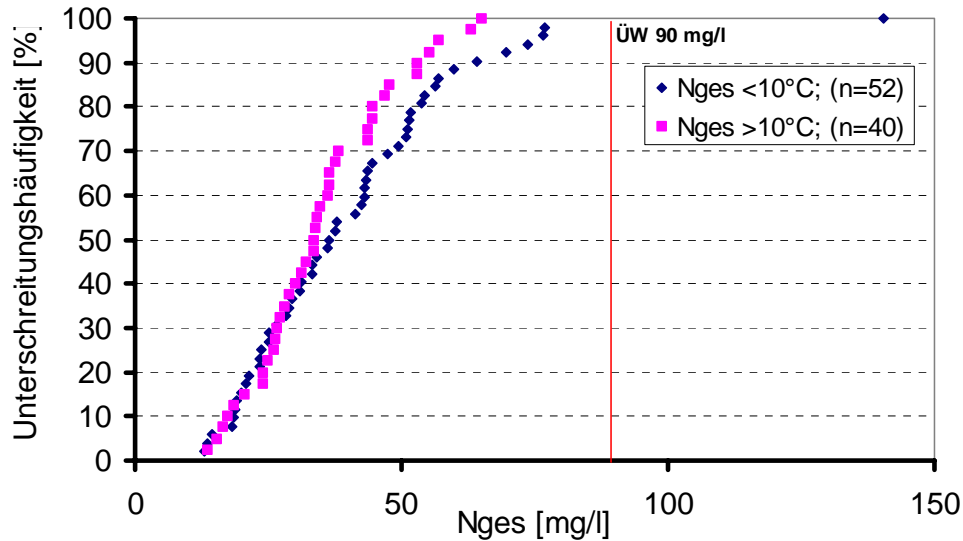


Bild 35: Unterschreitungshäufigkeit der N_{ges} -Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Temperatur, Anlage Prießnitz (2002 bis 2003)

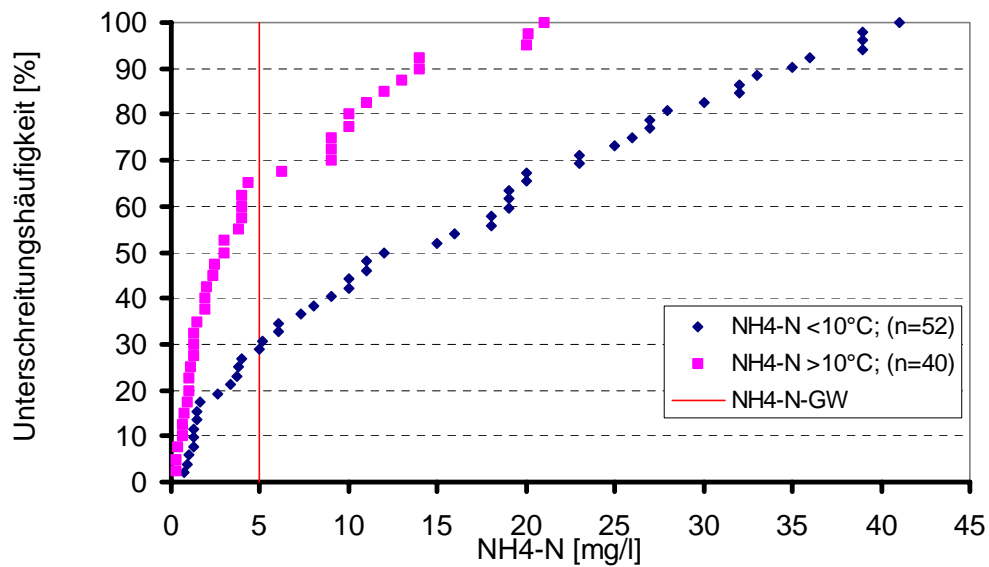


Bild 36: Unterschreitungshäufigkeit der NH_4-N -Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Temperatur, Anlage Prießnitz (2002 bis 2003)

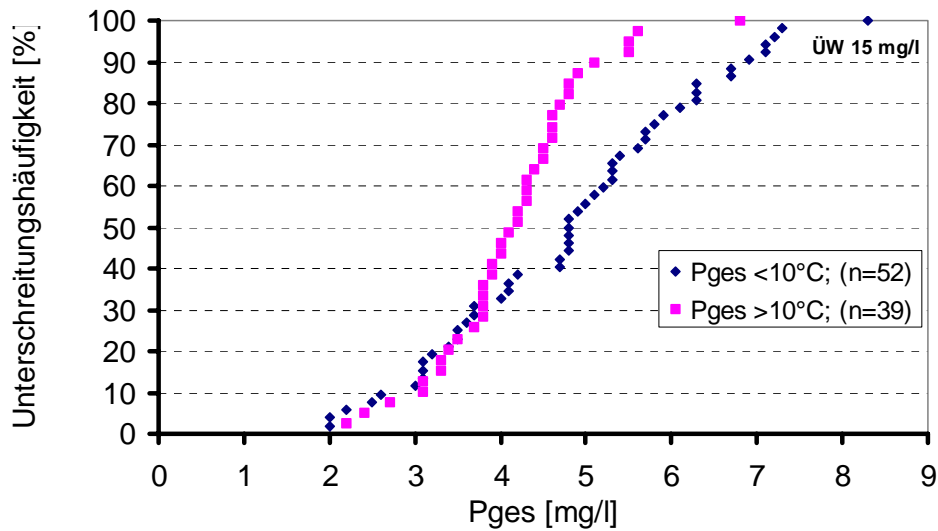


Bild 37: Unterschreitungshäufigkeit der P_{ges} -Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Temperatur, Anlage Prießnitz (2002 bis 2003)

7.2. Abwasserteichanlage Barneberg



Bild 38: Ablauf des ersten Teiches der Anlage Barneberg, Schwimmschlamm Sperre, Rotfärbung durch Bakterien



Bild 39: Dritter Teich (2) mit Belüfter, Anlage Barneberg

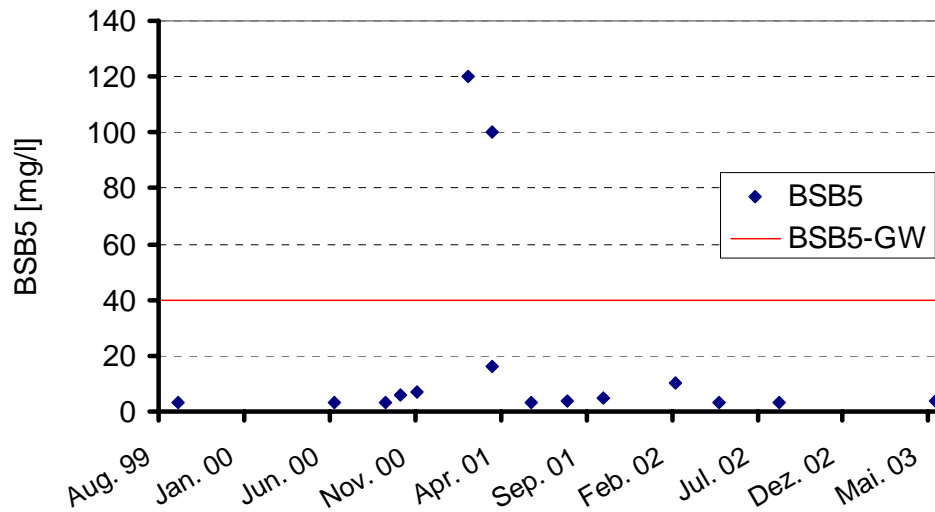
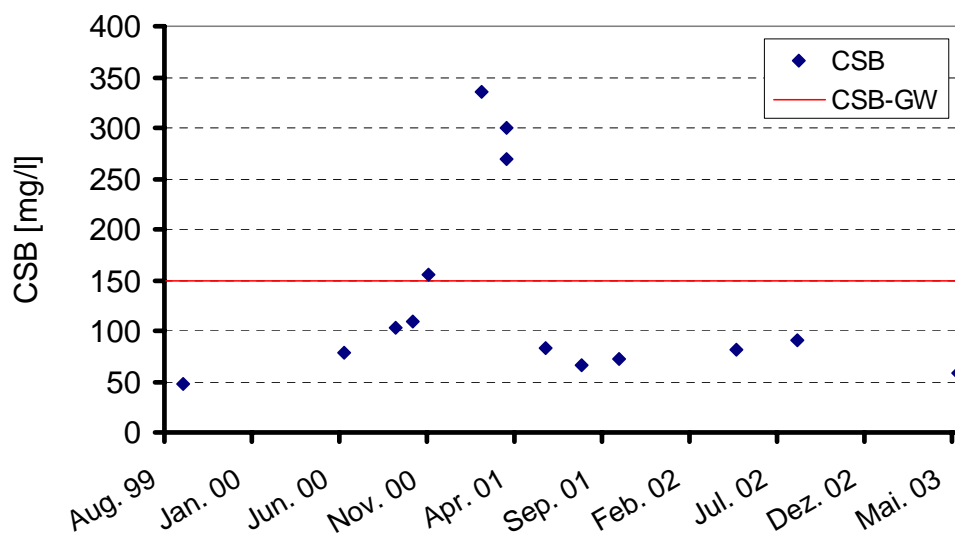
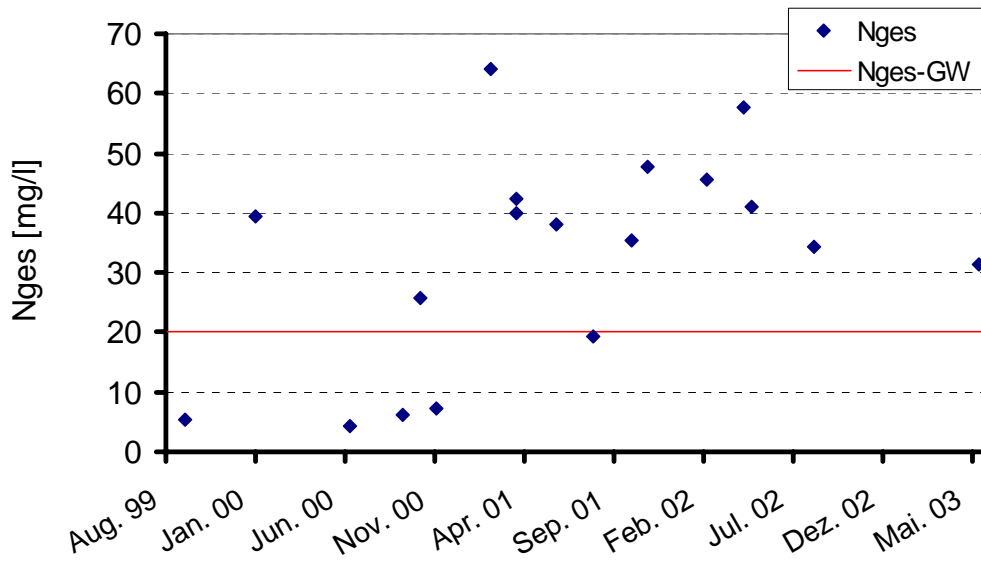
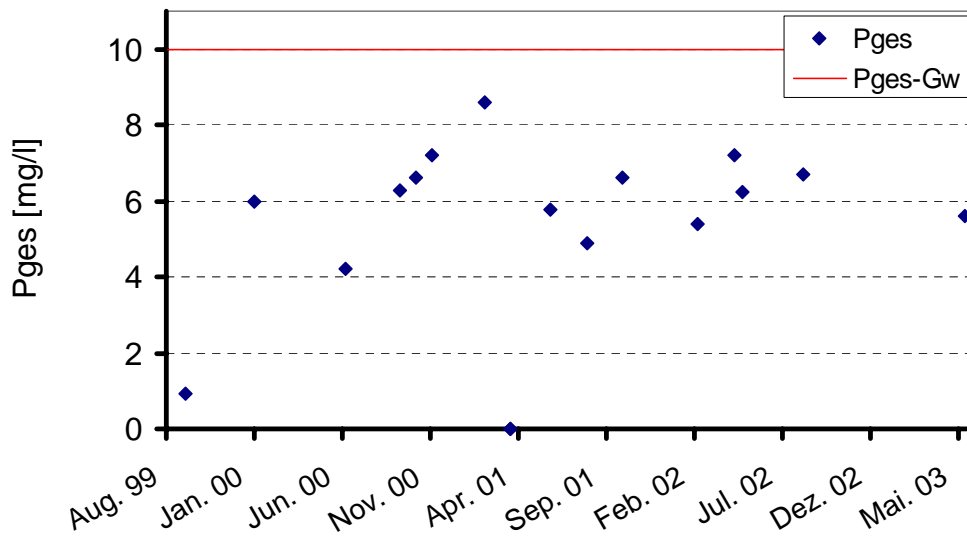
Bild 40: BSB₅-Ablaufwerte der Anlage Barneberg, 1999 bis 2003

Bild 41: CSB-Ablaufwerte der Anlage Barneberg, 1999 bis 2003

Bild 42: N_{ges} -Ablaufwerte der Anlage Barneberg, 1999 bis 2003Bild 43: P_{ges} -Ablaufwerte der Anlage Barneberg, 1999 bis 2003

7.3. Protokolle der Phosphorfällungsversuche

Anlage Söllichau

 Tab. 31: Protokoll zur Phosphorfällung, Fällmittel FeCl₃, Anlage Söllichau

Probe: Söllichau (Zulauf)
 Test: 16.07.2003

CSB_{hom} 815 [mg/l]
 CSB_{fil} 316 [mg/l] (0,45 µm)
 P_{ges} 11.7 [mg/l]
 Ortho-P 5.52 [mg/l] (0,45 µm)

pH 6.57
 T 22.2 [°C]
 O₂ 0.07 [mg/l]

P_{ges} 0.378 mmol

Absetzphase [min]	β	Nullprobe	FeCl ₃ [mg/l] 125	FeCl ₃ [mg/l] 150	FeCl ₃ [mg/l] 175	FeCl ₃ [mg/l] 200
			Fe ³⁺ [mmol] 0.772	Fe ³⁺ [mmol] 0.926	Fe ³⁺ [mmol] 1.080	Fe ³⁺ [mmol] 1.235
		0	2.0	2.5	2.9	3.3
0		480	480	475	475	485
1			480	475	470	480
2			480	470	465	465
3			470	460	465	465
5			460	450	400	400
10			440	400	25	30
15			400	350	25	30
30			15	15	20	25
60			15	15	20	25
90			15	15	20	25
120		5	10	15	15	20

	30 min					
CSB [mg/l]	815	370	313	275	248	
CSB _{fil} [mg/l]	285	255	253	236	231	
P _{ges} [mg/l]	11.7	3.46	2.51	1.37	1.03	
Ortho-P [mg/l]	5.46	0.73	0.30	0.09	0.04	

	120 min					
CSB [mg/l]	491	319	304	286	263	
CSB _{fil} [mg/l]	285	259	253	245	231	
P _{ges} [mg/l]	7.87	2.49	1.85	0.894	0.871	
Ortho-P [mg/l]	5.46	0.16	0.05	0.00	0.00	

Tab. 32: Protokoll zur Phosphorfällung, Fällmittel PAX18, Anlage Söllichau

Probe: Söllichau (Zulauf)
 Test: 17.07.2003

CSB_{hom} 815 [mg/l]
 CSB_{fil} 316 [mg/l] (0,45 µm)
 P_{ges} 11.7 [mg/l]
 Ortho-P 5.52 [mg/l] (0,45 µm)

pH 6.57
 T 22.2 [°C]
 O₂ 0.07 [mg/l]

P_{ges} 0.378 mmol

Absetzphase [min]	β	Nullprobe	PAX-18 [ml/l]	PAX-18 [ml/l]	PAX-18 [ml/l]	PAX-18 [ml/l]
			0.085	0.12	0.154	0.189
			Al ₂ ³⁺ [mmol]	Al ₂ ³⁺ [mmol]	Al ₂ ³⁺ [mmol]	Al ₂ ³⁺ [mmol]
		0	1.0	1.4	1.8	2.3
0			400	395	385	390
1			400	395	385	390
2			380	370	375	380
3			350	330	365	370
5			300	250	40	50
10			250	150	25	40
15			100	50	20	30
30			20	20	20	25
60			20	20	20	25
90			20	20	20	25
120			15	15	20	20

	30 min					
CSB [mg/l]	815	311	235	228	213	
CSB _{fil} [mg/l]	285	218	210	201	201	
P _{ges} [mg/l]	11.7	4.06	1.54	0.71	0.75	
Ortho-P [mg/l]	5.46	1.30	0.30	0.21	0.09	

Tab. 33: Protokoll zur Phosphorfällung, Fällmittel FeCl₃, Anlage Heiligenthal

Probe: Heiligenthal (Zulauf)
 Test: 16.07.2003

CSB_{hom} 773 [mg/l]
 CSB_{fil} 426 [mg/l] (0,45 µm)
 P_{ges} 11.7 [mg/l]
 Ortho-P 8.79 [mg/l] (0,45 µm)

pH 7.03
 T 23.8 [°C]
 O₂ 0.06 [mg/l]

P_{ges} 0.378 mmol

Absetzphase [min]	β	Nullprobe	FeCl ₃ [mg/l]	FeCl ₃ [mg/l]	FeCl ₃ [mg/l]	FeCl ₃ [mg/l]	FeCl ₃ [mg/l]
			69.00	150	175	200	225
			Fe ³⁺ [mmol]	Fe ³⁺ [mmol]	Fe ³⁺ [mmol]	Fe ³⁺ [mmol]	Fe ³⁺ [mmol]
			0.426	0.926	1.08	1.235	1.389
		0	1.1	2.5	2.9	3.3	3.7
0			990	375	375	370	370
1				375	375	370	370
2			keine Ausfällung, Wasser bleibt nach Dosierung des FM schwarz/dunkel	375	375	360	350
3				375	375	350	330
5				370	370	330	310
10				350	340	250	150
15				320	300	175	75
30				170	175	100	50
60				15	15	15	25
90				10	10	15	25
120			10	10	15	25	

	30 min						
CSB [mg/l]		762	522	431	429	396	364
CSB _{fil} [mg/l]		415	336	321	332	330	309
P _{ges} [mg/l]		11.7	10.7	4.72	4.12	2.92	1.34
Ortho-P [mg/l]		8.79	8.56	1.81	1.48	0.34	0.09

Tab. 34: Protokoll zur Phosphorfällung, Fällmittel PAX18, Anlage Heiligenthal

Probe: Heiligenthal (Zulauf)
 Test: 17.07.2003

CSB_{hom} 773 [mg/l]
 CSB_{fil} 426 [mg/l] (0,45 µm)
 P_{ges} 11.7 [mg/l]
 Ortho-P 8.79 [mg/l] (0,45 µm)

pH 7.03
 T 23.8 [°C]
 O₂ 0.06 [mg/l]

P_{ges} 0.378 mmol

Absetzphase [min]	β	Nullprobe	PAX-18 [ml/l] 0.085	PAX-18 [ml/l] 0.12	PAX-18 [ml/l] 0.154	PAX-18 [ml/l] 0.189
			Al ₂ ³⁺ [mmol] 0.385	Al ₂ ³⁺ [mmol] 0.542	Al ₂ ³⁺ [mmol] 0.697	Al ₂ ³⁺ [mmol] 0.852
		0	1.0	1.4	1.8	2.3
0			380	410	400	390
1			380	410	400	390
2			375	405	395	385
3			370	400	390	380
5			365	395	350	325
10			350	350	300	300
15			175	200	200	200
30			20	20	25	30
60			15	15	20	25
90			15	15	20	25
120			15	15	20	25

	30 min					
CSB [mg/l]		762	373	320	317	284
CSB _{fil} [mg/l]		415	269	269	257	260
P _{ges} [mg/l]		11.7	5.55	4.08	2.55	1.70
Ortho-P [mg/l]		8.79	3.15	2.06	0.99	0.55

7.4. CSB-Abbautest

Tab. 35: CSB-Abbautest-Protokoll, Ablauf Heiligenthal

Zahn-Wellens-Test	Heiligenthal	4.7.03
--------------------------	---------------------	---------------

Teichablauf

NH ₄	48.2	mg/l
NO ₂	1.5	mg/l
NO ₃	5.0	mg/l
P	6.74	mg/l
AFS	63	mg/l

CSB _{hom}	231	mg/l
CSB _{fil} GF6	167	mg/l
CSB _{fil}	125	mg/l

org. Säuren	63	mg/l
-------------	----	------

BSB ₅	24	mg/l
BSB ₁₀	42	mg/l
BSB ₂₀	42	mg/l

Volumen	1.8	l
---------	-----	---

Schlamm

zur Probennahme

TS	4.8	g/l
oTS	-	g/l

CSB _{hom}	8085	mg/l
CSB _{fil} 45	68.1	mg/l

vor Versuchsbeginn

CSB _{hom}	6264	mg/l
CSB _{fil} 45	61.7	mg/l

TS	4.8	g/l
oTS	3.5	g/l

Volumen	0.2	l
---------	-----	---

Randbedingungen

pH-Wert	6,5 - 7,5	
T	20-22	°C

TS im Testansatz

TS	0.48	g/l
----	------	-----

Datum	Tag	CSB Test mg/l	CSB Blind mg/l	Netto-CSB mg/l	Abbau %	Rest-CSB mg/l
4.7		112.0	24.2			
4.7	0	118.0	50.5	67.5	0	
5.7	1	93.4	35.2	58.2	22.4	97.00
7.7	3	60.6	25.3	35.3	47.7	65.37
8.7	4	59.7	24.6	35.1	48.0	65.00
9.7	5	57.2	26.5	30.7	54.5	56.85
10.7	6	55.9	23	32.9	51.3	60.93
11.7	7	53.0	20.5	32.5	51.9	60.19
14.7	10	51.2	22.7	28.5	57.8	52.78
15.7	11	53.9	25.6	28.3	58.1	52.41
17.7	13	51.5	21.1	30.4	55.0	56.30
18.7	14	53.7	27.5	26.2	61.2	48.52
21.7	17	52.0	25.5	26.5	60.7	49.07
24.7	20	53.5	26.0	27.5	59.3	50.93
28.7	24	47.9	23.6	24.3	64.0	45.00
29.7	25	43.2	21.2	22.0	67.4	40.74
30.7	26	44.3	20.0	24.3	64.0	45.00
1.8	28	43.4	21.6	21.8	67.7	40.37

Tab. 36: CSB-Abbautest-Protokoll, Ablauf Söllichau

Zahn-Wellens-Test	Söllichau	15.10.03
--------------------------	------------------	-----------------

Teichablauf

NH ₄	34.7	mg/l
NO ₂	0.513	mg/l
NO ₃	0.957	mg/l
P	1.59	mg/l
AFS	2	mg/l

CSB _{hom}	39.0	mg/l
CSB _{fil} GF6	38.9	mg/l
CSB _{fil}	38.6	mg/l

org. Säuren	24	mg/l
-------------	----	------

BSB ₅	3	mg/l
BSB ₁₀	4	mg/l
BSB ₂₀	7	mg/l

Volumen	1.8	l
---------	-----	---

Schlamm
zur Probennahme

TS	4.2	g/l
oTS	-	g/l

CSB _{hom}	4930	mg/l
CSB _{fil} 45	44.7	mg/l

vor Versuchsbeginn

CSB _{hom}	3864	mg/l
CSB _{fil} 45	49.3	mg/l

TS	3.8	g/l
oTS	2.7	g/l

Volumen	0.2	l
---------	-----	---

Randbedingungen

pH-Wert	6,5 - 7,5	
T	20-22	°C

TS im Testansatz

TS	0.38	g/l
----	------	-----

<i>Datum</i>	<i>Tag</i>	CSB Test mg/l	CSB Blind mg/l	Netto-CSB mg/l	Abbau %	Rest-CSB mg/l
t ₀		47.6	24.4	23.2		
t _{3h}	0	45.8	23.4	22.4	0	
16.10	1	43.5	21.5	22.0	1.79	38.21
17.10	2	43.0	25.8	17.2	23.21	29.87
20.10	5	34.0	24.7	9.3	58.48	16.15
21.10	6	33.6	28.6	5.0	77.68	8.68
23.10	8	33.3	27.4	5.9	73.66	10.25
24.10	9	33.6	26.4	7.2	67.86	12.50
27.10	12	30.0	26.4	3.6	83.93	6.25
28.10	13	25.8	19.8	6.0	73.21	10.42
30.10	15	22.5	18.2	4.3	80.80	7.47
3.11	19	24.7	16.6	8.1	63.84	14.07
5.11	21	24.2	18.8	5.4	75.89	9.38
6.11	22	23.6	17.0	6.6	70.54	11.46
10.11	26	22.0	17.3	4.7	79.02	8.16
11.11	27	21.7	16.5	5.2	76.79	9.03
12.11	28	23.7	17.1	6.6	70.54	11.46

Tab. 37: CSB-Abbautest-Protokoll, Ablauf Prießnitz

Zahn-Wellens-Test	Prießnitz	15.10.03
--------------------------	------------------	-----------------

Teichablauf

NH ₄	2.19	mg/l
NO ₂	1.06	mg/l
NO ₃	26.2	mg/l
P	5.54	mg/l
AFS	5	mg/l

CSB _{hom}	40.8	mg/l
CSB _{fil} GF6	40.0	mg/l
CSB _{fil}	39.1	mg/l

org. Säuren	25.8	mg/l
-------------	------	------

BSB ₅	3	mg/l
BSB ₁₀	7	mg/l
BSB ₂₀	8	mg/l

Volumen	1.8	l
---------	-----	---

Schlamm
zur Probennahme

TS	4.2	g/l
oTS	-	g/l

CSB _{hom}	4930	mg/l
CSB _{fil} 45	44.7	mg/l

vor Versuchsbeginn

CSB _{hom}	3864	mg/l
CSB _{fil} 45	49.3	mg/l

TS	3.8	g/l
oTS	2.7	g/l

Volumen	0.2	l
---------	-----	---

Randbedingungen

pH-Wert	6,5 - 7,5	
T	20-22	°C

TS im Testansatz

TS	0.38	g/l
----	------	-----

Datum	Tag	CSB Test mg/l	CSB Blind mg/l	Netto-CSB mg/l	Abbau %	Rest-CSB mg/l
t ₀		46.1	24.4	31.7		
t _{3h}	0	44.3	23.4	20.9	0	39.10
16.10	1	42.7	21.5	21.2	0	39.10
17.10	2	40.0	25.8	14.2	32.06	26.57
20.10	5	37.7	24.7	13.0	37.80	24.32
21.10	6	38.1	28.6	9.5	54.55	17.77
23.10	8	36.0	27.4	8.6	58.85	16.09
24.10	9	36.0	26.4	9.6	54.07	17.96
27.10	12	33.0	26.4	6.6	68.42	12.35
28.10	13	27.2	19.8	7.4	64.59	13.84
30.10	15	25.0	18.2	6.8	67.46	12.72
3.11	19	26.1	16.6	9.5	54.55	17.77
5.11	21	26.0	18.8	7.2	65.55	13.47
6.11	22	24.6	17.0	7.6	63.64	14.22
10.11	26	24.3	17.3	7.0	66.51	13.10
11.11	27	24.3	16.5	7.8	62.68	14.59
12.11	28	23.5	17.1	6.4	69.38	11.97

7.5. Schlammvolumenbestimmung Teich 1 (Absetzteich) Anlage Barneberg

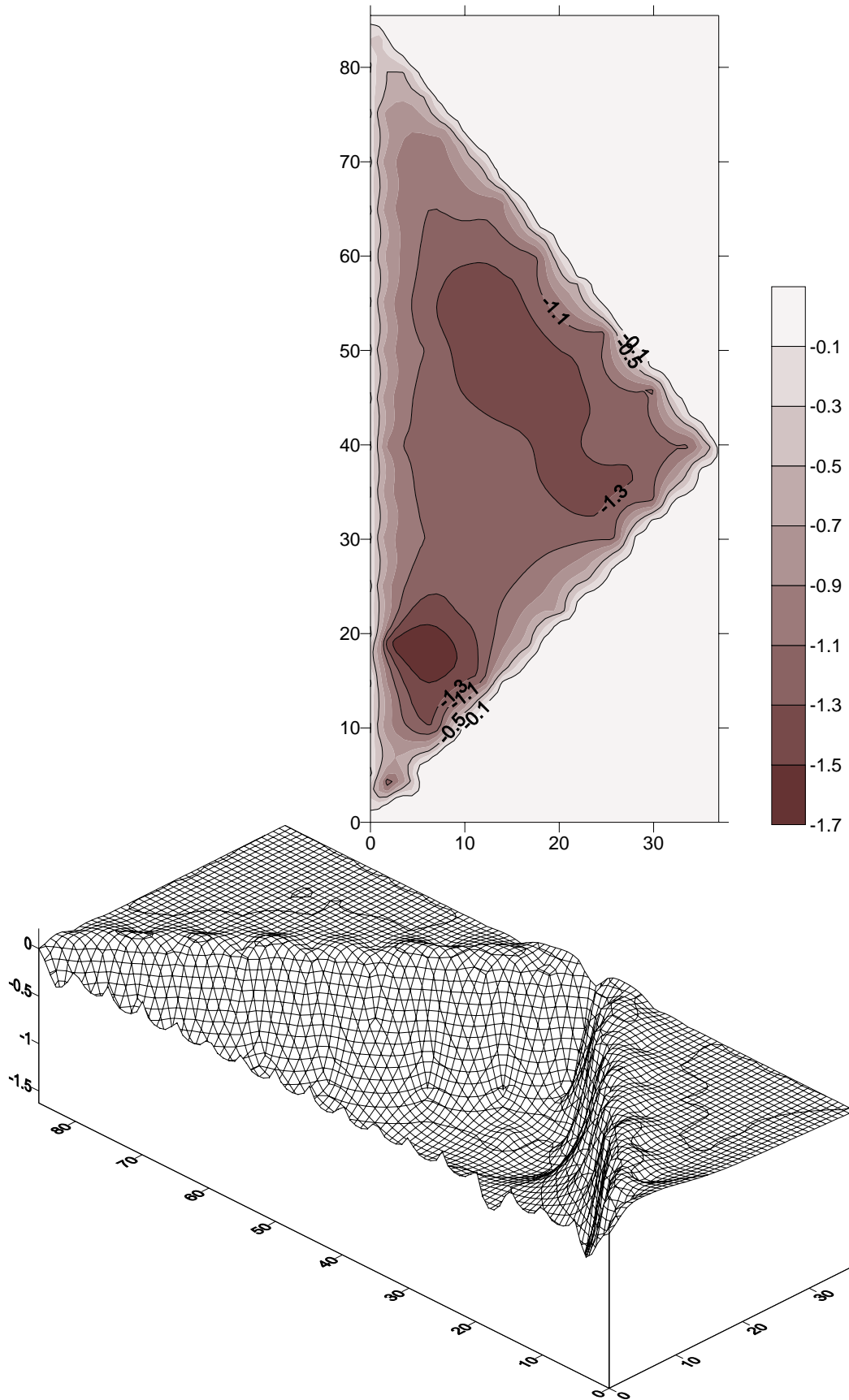


Bild 44: Darstellung der Schlammoberkante (Interpolation mit Kriging)

Ergebnisse der Volumenberechnung mit SURFER-Software

VOLUME COMPUTATIONS

UPPER SURFACE

Grid File: E:\Sachsen-Anhalt\Barneberg\surfer_barn\schlammbarne.grd
Grid size as read: 43 cols by 100 rows
Delta X: 0.878571428571
Delta Y: 0.863636363636
X-Range: 0 to 36.9
Y-Range: 0 to 85.5
Z-Range: -1.62808406799 to 0.213854684498

LOWER SURFACE

Grid File: E:\Sachsen-Anhalt\Barneberg\surfer_barn\tiefebarn.grd
Grid size as read: 43 cols by 100 rows
Delta X: 0.878571428571
Delta Y: 0.863636363636
X-Range: 0 to 36.9
Y-Range: 0 to 85.5
Z-Range: -2.06386269949 to 0.271829907065

VOLUMES

Approximated Volume by

Trapezoidal Rule: 703.768536462
Simpson's Rule: 704.525621369
Simpson's 3/8 Rule: 704.65951906

CUT & FILL VOLUMES

Positive Volume [Cut]: 721.769464834
Negative Volume [Fill]: 18.0009282862
Cut minus Fill: 703.768536548

AREAS

Positive Planar Area
(Upper above Lower): 2153.74110236
Negative Planar Area
(Lower above Upper): 1001.20889764
Blanked Planar Area: 0
Total Planar Area: 3154.95
Positive Surface Area
(Upper above Lower): 2161.28933815
Negative Surface Area
(Lower above Upper): 1001.41055539