

**Institut für Binnenfischerei e.V.**

**Potsdam-Sacrow**

Im Königswald 2

14469 Potsdam



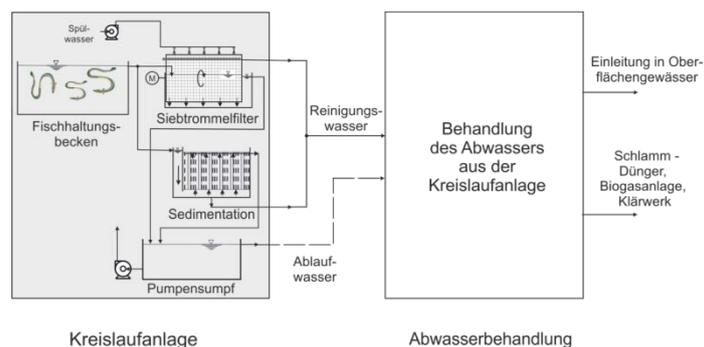
---

**Förderinitiative Nachhaltige Aquakultur:  
Untersuchungen zur Aufbereitung des Ablauf- bzw.  
Reinigungswassers geschlossener Warmwasser-  
Kreislaufanlagen zur Aufzucht verschiedener Fischarten**

**Abschlussbericht  
zum Forschungsvorhaben AZ 30233**

Gefördert durch die

**Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)  
Osnabrück**



Projektleitung und Bearbeitung:

Dr. Frank Rümmler

---

Potsdam, Juni 2015





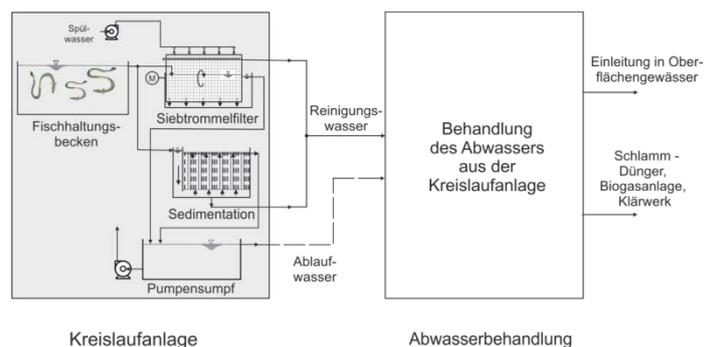
---

**Förderinitiative Nachhaltige Aquakultur:  
Untersuchungen zur Aufbereitung des Ablauf- bzw.  
Reinigungswassers geschlossener Warmwasser-  
Kreislaufanlagen zur Aufzucht verschiedener Fischarten**

**Abschlussbericht  
zum Forschungsvorhaben AZ 30233**

Gefördert durch die

**Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)  
Osnabrück**



Projektleitung und Bearbeitung:

Dr. Frank Rümmler

---

Potsdam, Juni 2015



**1. Projektkennblatt**  
der  
**Deutschen Bundesstiftung Umwelt**



AZ	<b>30233</b>	Referat	<b>23</b>	Fördersumme	<b>30.000 €</b>
----	--------------	---------	-----------	-------------	-----------------

**Antragstitel** Förderinitiative Nachhaltige Aquakultur: Untersuchungen zur Aufbereitung des Ablauf- bzw. Reinigungswassers geschlossener Warmwasserkreislaufanlagen zur Aufzucht verschiedener Fischarten

**Stichworte** Aquakultur, Warmwasser, Abwasseraufbereitung

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
<b>12 Monate</b>	<b>30.04.2012</b>	<b>30.03.2015</b>	<b>1</b>

Zwischenberichte

**Bewilligungsempfänger** Institut für Binnenfischerei (IfB) e. V.  
Im Königswald 2  
14469 Potsdam

Tel 033201/40612  
Fax 033201/40640

Projektleitung  
Dr. F. Rümmler

Bearbeiter  
Dr. F. Rümmler

**Kooperationspartner**

### ***Zielsetzung und Anlass des Vorhabens***

Geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen für die Fischzucht stellen eine zukunftsweisende Technologie dar, deren Umsetzung und Praxiseinführung gegenwärtig eine neue Stufe erreicht. Ein Problem, das sich als bedeutendes Hemmnis für die Errichtung derartiger Anlagen herausstellt, ist die Erlangung der wasserrechtlichen Genehmigung für die Einleitung des aufbereiteten Ablauf- bzw. Reinigungswassers in Oberflächengewässer. Das ist vor allem darauf zurückzuführen, dass es für die Abwasseraufbereitung aus geschlossenen Kreislaufanlagen keinen Stand der Technik weder in einem Anhang zur Abwasserverordnung noch als erprobte technische Realisierung mit entsprechenden Verfahrensparametern usw. gibt.

Insgesamt soll eine erste wissenschaftliche Aufbereitung, Strukturierung und Erarbeitung prinzipiell geeigneter und zu empfehlender Lösungsansätze für die Ablaufwasser- und Reinigungswasseraufbereitung geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen vorgenommen werden und gegebenenfalls Defizite und weitere erforderliche Entwicklungsarbeiten aufgezeigt werden, die in nächster Zeit von den Herstellern der Anlagen aufgegriffen werden müssten.

### ***Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden***

- Aufbereitung der wasserrechtlichen Konsequenzen für die Abwasseraufbereitung aus Kreislaufanlagen
- Nutzung bioenergetischer Emissionsbilanzen der Fischbestände und der Umsetzungsprozesse in den Anlagen zur Modellierung der Input-Größen für die Ablaufwasser- und Reinigungswasseraufbereitung und orientierende Ermittlung von Output-Größen auf der Basis des wasserwirtschaftlichen Immissionsansatzes
- Erarbeitung geeigneter Aufbereitungsschritte bzw. der entsprechenden technischen Umsetzung der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen
  - durch Recherche des internationalen Entwicklungsstandes
  - Analyse der technischen Verfahrensweise und der Verfahrensparameter (Messung der Input- und Output-Größen) der in Deutschland bisher realisierten vier Abwasseraufbereitungsanlagen für geschlossene Kreislaufanlagen
- zusammenfassende Darstellung der Möglichkeiten der Ablaufwasser- und Reinigungswasseraufbereitung für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen sowie Ansatzpunkte für weitere Arbeiten.

Zur Ermittlung der Abwasserfrachten bzw. -konzentrationen geschlossener Kreislaufanlagen wurden im ersten Schritt die vorhandenen Modellansätze zur Beschreibung der Emissionen des Fischbestandes für die gewässerbelastenden Parameter Phosphor, Stickstoff und CSB aufbereitet. Die Emissionswerte betragen für beispielhafte Praxisvoraussetzungen ca. 5,7 g TP/kg Futter, 46 g TN/kg Futter und 282 g CSB/kg Futter.

Die Bilanzierung der Stoffumwandlungs- oder Stoffentfernungsprozesse im internen Reinigungssystem geschlossener Kreislaufanlagen stellt noch Neuland dar und wurde auf der Grundlage der organischen Belastung vorgenommen. Es ergeben sich Abwasserfrachten, die für CSB um ca. ein Drittel und für TN um den Betrag der diffusen Denitrifikation und gegebenenfalls dem N-Umsatz der Denitrifikationsstufe unter den Emissionswerten der Fische liegen. Die TP-Fracht wird durch die interne Reinigung nicht beeinflusst.

Für die Frachten des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen (ohne Denitrifikation) ergeben sich aus Literaturangaben, den eigenen punktuellen Messungen sowie den Bilanzierungen folgende Mittelwerte: 7,0 g TP/kg Futter, 50 g TN/kg Futter und 250 g CSB/kg Futter. Die in den „Hinweisen zur Verringerung der Gewässerbelastung durch die Fischzucht“ (LAWA 2003) im Wesentlichen abgeschätzten Frachten für TN (40 g/kg Futter) und CSB (100 g/kg Futter) sind als zu niedrig einzustufen.

Auf der Grundlage des üblichen spezifischen Frischwassereinsatzes geschlossener Kreislaufanlagen von 0,1 - 0,2 m<sup>3</sup>/t\*h (ca. 10 - 20 % Wassertausch pro Tag) lassen sich damit Konzentrationswerte des Abwassers ermitteln, die für verschiedene repräsentative Bewirtschaftungsweisen für TP, TN und CSB einen Bereich von 15 - 41 mg/l, 104 - 292 mg/l und 521 - 1.458 mg/l aufweisen. Diese Werte sind mit belastetem kommunalem Abwasser zu vergleichen. Es ergeben sich unter den üblichen Rahmenbedingungen erforderliche Abbauraten für TP, TN und CSB von 90 % und mehr.

In der internationalen Fachliteratur konzentrieren sich die wenigen Darstellungen der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen vornehmlich auf Verfahren der Fest-Flüssig-Trennung für die aus der Produktionsanlage abgegebenen Sekundärschlämme. Für die anschließende Aufbereitung des Überlaufwassers werden in der Fachliteratur in erster Linie Klärteiche oder Schilfbeetkläranlagen angegeben. Die dargestellten meist kleintechnischen Beispiele sind nicht geeignet, die erforderlichen Abbauraten der relevanten wasserrechtlichen Parameter zu gewährleisten.

Es gibt in Deutschland z. Z. 18 größere geschlossene Kreislaufanlagen. Die realisierten Anlagen bzw. Verfahren zur Abwasseraufbereitung reichen von der Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, der Abgabe in die Kanalisation, der Aufbereitung durch Sedimentationsbecken sowie anschließende Klärteiche und Pflanzenkläranlagen bis zu kompletten biologischen Abwasseraufbereitungsanlagen mit Phosphorfällung. Alle Anlagen werden erst seit kurzem bzw. wenigen Jahren betrieben und erfordern weitere Anpassungen und Verbesserungen.

Für die stabile Erreichung der aufgeführten Abbauraten zur Einleitung in Oberflächengewässer kommen in erster Linie komplette biologische Abwasserbehandlungsanlagen mit Phosphorfällung in Frage. Sollen natürliche Verfahren wie Klärteiche, Lagunen oder Schilfbeetkläranlagen eingesetzt werden, so ist eine Vorbehandlung mindestens in Form einer sehr effektiven zweiten Fest-Flüssig-Trennung erforderlich. Dadurch soll ein wesentlicher Anteil des Phosphors und der organischen Substanz der Emissionen der Fische bereits mit dem Schlamm entnommen werden und Rücklösungen unterbunden werden. Auf diese Art und Weise kann eine wichtige Entlastung der flächenintensiven natürlichen Abwasserbehandlungsverfahren erfolgen.

#### Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die Ergebnisse wurden bisher in zwei Vorträgen dargestellt. Die Erkenntnisse werden in einem Merkblatt des DLG-Ausschusses „Fischzucht und Fischhaltung“ dargestellt bzw. fließen in ein gegenwärtig bearbeitetes DWA-Merkblatt „Wasseraufbereitung/Abwasserbehandlung in der Fischzucht“ (M 777) ein.

#### Fazit

Die von den Wasserbehörden geforderten Einleitungswerte in Oberflächengewässer für geschlossene Kreislaufanlagen orientieren sich nach dem Emissionsansatz häufig am Anhang 1 GR. 4 AbwV oder Anhang 7 AbwV. Sie unterliegen nach dem Immissionsansatz aber einer sehr großen Variationsbreite, die die Anwendung standortbezogener Projektierungslösungen erfordert. Die dargestellten Praxisbeispiele geben das Spektrum der entwickelten und angewandten Methoden und Verfahren für die Abwasserbehandlung geschlossener Kreislaufanlagen in Deutschland an und stellen eine erste grobe Orientierung für den Stand der Technik dar. Genauere Anlagen- und Prozessparameter zur verallgemeinerten Darstellung und Verfahrensbeschreibung sowie weiterer Nutzung wurden noch nicht aufgenommen bzw. liegen nicht vor. Die notwendigen Arbeiten zur Verbesserung der bereits vorhandenen Lösungen, um die geforderten Einleitungswerte zu erreichen und eine breitere Nutzung in der Praxis zu ermöglichen, wurden aufgeführt.

## **Inhalt**

### **VERZEICHNIS VON TABELLEN**

### **VERZEICHNIS VON ABBILDUNGEN**

### **VERZEICHNIS VERWENDETER FORMELZEICHEN**

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>1</b>
<b>1. EINLEITUNG</b>	<b>2</b>
<b>2. HAUPTTEIL</b>	<b>4</b>
<b>2.1 Anmerkungen zur Vorgehensweise</b>	<b>4</b>
<b>2.2 Gegenwärtiger Anwendungsumfang geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen in Deutschland</b>	<b>4</b>
<b>2.3 Gestaltung und Funktion geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen</b>	<b>5</b>
<b>2.4 Genehmigungs- und Entsorgungsfragen</b>	<b>8</b>
2.4.1 Allgemeines	8
2.4.2 Emissionsansatz sowie Fracht- und Konzentrationsangaben	8
2.4.3 Abwasserabgabe	11
2.4.4 Immissionsansatz	11
2.4.5 Entsorgung eingedickter Schlammwässer	12
<b>2.5 Quantifizierung bzw. Abschätzung der Emissionen geschlossener Kreislaufanlagen und deren Minimierung</b>	<b>13</b>
2.5.1 Allgemeines	13
2.5.2 Rechnerische Abschätzung der Emissionsfrachten der Fische	14
2.5.3 Emissionsverringerung durch Futtermittel, Fütterung, Bestandsmanagement und -führung	19
2.5.4 Stoffumwandlung oder Entfernung im internen Reinigungssystem und ausgeleitete Frachten	21
2.5.6 Punktuelle Frachtmessungen	27
2.5.7 Zusammenfassung der Frachtwerte am Auslauf geschlossener Kreislaufanlagen	27
2.5.8 Abwasserkonzentrationen am Auslauf von Kreislaufanlagen	28
<b>2.6. Abwasserbehandlung</b>	<b>31</b>
2.6.1 Allgemeines	31
2.6.3 Realisierung der Abwasserbehandlung geschlossener Kreislaufanlagen in Deutschland	38
2.6.3.2 Düngung landwirtschaftlicher Flächen und Nutzung in Biogasanlagen	39
2.6.3.3 Einleitung in die Kanalisation	39
2.6.3.4 Natürliche Wasseraufbereitungsverfahren	40
2.6.3.5 Komplette künstliche Abwasserbehandlungsanlagen	43
<b>3. FAZIT</b>	<b>45</b>
<b>4. LITERATUR</b>	<b>49</b>
<b>5. ANHANG</b>	<b>58</b>



## Verzeichnis von Tabellen

Tab. 1:	Futterbezogene Frachthöchstwerte der „Hinweise ...“ (LAWA 2003) für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen	9
Tab. 2:	Rechnerische Konzentrationswerte des Abwassers aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen unter Zugrundelegung der Frachthöchstwerte der „Hinweise ...“ (LAWA 2003) (ohne Stoffentnahme durch Schlammabschlag o.ä., Fütterungsration von 1,4 %/d, Fischbestandsdichte 70 kg/m <sup>3</sup> und Fischhaltungsvolumen 60 % des Anlagenvolumens)	10
Tab. 3:	Anforderungen an das eingeleitete Wasser nach Anhang 1 AbwV „Häusliches und kommunales Abwasser“ und Anhang 7 AbwV „Fischverarbeitung“ (Entnahme durch qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe)	10
Tab. 4:	Mittlere Zusammensetzung und Verdaulichkeit von drei Trockenmischfuttermitteln für Forellen	15
Tab. 5:	Berechnung der Emissionsfrachten an Feststoffen (FS), Stickstoff (TN und N <sub>anorg</sub> ) und Phosphor (TP) für Regenbogenforellen (46 % Rohprotein und 1,0 % Phosphor des Futters, Futterquotient 1,0 kg Futter/kg Zuwachs, Fütterungsrate 1,4 %/d)	19
Tab. 6:	Zusammensetzung der Fischkörper verschiedener Fischarten nach Literaturangaben	20
Tab. 7:	Bilanzierung des chemischen Sauerstoffbedarfs CSB zum Abbau der organischen Substanz des Kots der Fische	20
Tab. 8:	Futterbezogene CSB-Bilanzierung einer geschlossenen Kreislaufanlage auf der Grundlage von EDING u.a. (2009) sowie den futterbezogenen Emissionsfrachten des Fischbestandes nach Tab. 7 und 8, alle Werte in g CSB/kg Futter	24
Tab. 9:	Futterbezogene TP-Bilanzierung einer geschlossenen Kreislaufanlage auf der Grundlage von EDING u.a. (2009) sowie den futterbezogenen Emissionsfrachten des Fischbestandes nach Tab. 7, alle Werte in g TP/kg Futter	25
Tab. 10:	Futterbezogene TN-Bilanzierung einer geschlossenen Kreislaufanlage auf der Grundlage von EDING u.a. (2009) sowie den futterbezogenen Emissionsfrachten des Fischbestandes nach Tab. 7 und 8, alle Werte in g TN/kg Futter	26
Tab. 11:	Zusammenfassung der futterbezogenen Frachtwerte für geschlossene Kreislaufanlagen in g/kg Futter	27
Tab. 12:	Rechnerische Konzentrationswerte des Abwassers unter Zugrundelegung der Frachthöchstwerte der „Hinweise ...“ (LAWA 2003) (Fütterungsration 1,0 %/d bis 1,4 %/d, Haltungsvolumen 60 % des Gesamtvolumens, Bestandsdichte 70 kg/m <sup>3</sup> ) Abwassermengen ohne Stoffentnahme durch Schlammabschlag o.ä.) sowie nach EDING u.a. (2009)	30
Tab. 13:	Rechnerische Konzentrationswerte des Abwassers einer geschlossenen Kreislaufanlage ohne und mit Denitrifikation in g/kg Futter (EDING u.a. 2009)	31
Tab. 14:	Mittlere Konzentrationen des Abwassers und erforderliche Abbaurate (%)	32
Tab. 15:	Untersuchungen der Entnahmeraten an organischer Substanz und Nährstoffen in Sedimentationsbecken sowie bei anderen Verfahren für Sekundärschlämme aus Durchflussanlagen und geschlossenen Kreislaufanlagen	34

## Verzeichnis von Abbildungen

Abb. 1:	Schema einer geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlage	7
Abb. 2:	Unterscheidung der eigentlichen geschlossenen Kreislaufanlage einschließlich des internen Reinigungssystems und der anschließenden Abwasseraufbereitung	13
Abb. 3:	Möglichkeiten der Gestaltung einer effektiven Fest-Flüssig-Trennung als erste Stufe der Abwasserbehandlung durch natürliche Verfahren	41
Abb. 4:	Beispiele für natürliche Verfahren zur Abwasserbehandlung geschlossener Kreislaufanlagen	42

Abb. 5:	Verfahrensschema einer dreistufigen Abwasserbehandlungsanlage für eine geschlossene Kreislaufanlage mit serieller Anordnung der einzelnen Prozesse bzw. Stufen	43
Abb. 6:	Verfahrensschema einer Abwasserbehandlungsanlage für eine geschlossene Kreislaufanlage mit intermittierend arbeitendem Denitrifikations/Belebungs-Nitrifikations-Reaktor (Phosphatfällung wie in Abb. 5)	43
Anhang 1:	Art und Weise der Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung geschlossener Kreislaufanlagen in Deutschland	58

## Verzeichnis verwendeter Formelzeichen

$m_{FS}(F)$	von den Fischen abgegebene Feststoffe partikuläre Substanz als Trockensubstanz (kg TS/d)
$m_{Fu}$	aufgenommene bzw. verabreichte Gesamt-Futtermenge (kg)
$VK_G$	Verdaulichkeit des Futters gesamt (%), kg Kot/kg aufgenommenes Futter als Trockensubstanz * 100 %
TS	Trockensubstanzgehalt des Futters 92 % (als Praxismittel festgelegt)
$m_{FS}(F)_Z$	Feststofffracht, Fracht partikulärer Substanzen bezogen auf den Fischzuwachs (kg Feststoffe/kg Zuwachs)
$m_{FS}(F)_{Fu}$	Feststofffracht, Fracht partikulärer Substanz bezogen auf die von den Fischen aufgenommene Futtermenge (kg Feststoffe/kg Futter)
FQ	Futterquotient (kg Futter/kg Zuwachs)
$m_{FS}(F)_B$	Feststofffracht, Fracht partikulärer Substanz bezogen auf den Fischbestand (kg Feststoffe / t Fischbestand * Tag)
TFM	täglich verabreichte Futtermenge (kg Futter/t Fischbestand * Tag), Fütterungsration
$m_{TN}(F)_Z$	Gesamt-Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g TN/kg Zuwachs)
$x_{RP}$	Rohproteingehalt des Futters (g RP/kg Futter)
$m_{N/RP}$	Stickstoffgehalt des Rohproteins (0,16 kg N/kg Futter; 16 %)
$m_{TNFi}$	Gesamt-Stickstoffgehalt der Fische (g TN/kg Fisch = g TN/kg Zuwachs)
$m_{TN}(F)_{Fu}$	Gesamt-Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf die aufgenommene Futtermenge (g TN/kg Futter)
$m_{TN}(F)_B$	tägliche Gesamt-Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischbestand (g TN/t Fischbestand * Tag)
$m_{N_{gel}}(F)_Z$	gelöste Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g $N_{gel}$ /kg Zuwachs)
$VK_N$	Verdaulichkeit des Futter-Stickstoffs (%), kg N im Kot/kg N im aufgenommenen Futter * 100 %
$m_{N_{par}}(F)_Z$	partikuläre Stickstofffracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g $N_{gel}$ /kg Zuwachs)
$m_{TP}(F)_Z$	Gesamt-Phosphorfracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g TP/kg Zuwachs)
$x_P$	Phosphorgehalt des Futters (g P/kg Futter)
$m_{P_{Fi}}$	Gesamt-Phosphorgehalt der Fische (g TP/kg Fisch = g TP/kg Zuwachs)
$m_{P_{gel}}(F)_Z$	gelöste Phosphorfracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g $P_{gel}$ /kg Zuwachs)
$VK_P$	Verdaulichkeit Futter-Phosphors (%), kg P im Kot/kg P im aufgenommenen Futter * 100 %
$m_{P_{par}}(F)_Z$	partikuläre Phosphorfracht der Fische ins Wasser bezogen auf den Fischzuwachs (g $P_{gel}$ /kg Zuwachs)
$m_{CSB_{RP_{par}}}(F)_Z$	CSB- Fracht zum Abbau der Rohproteine des Kots der Fische (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{CSB_{RF_{par}}}(F)_Z$	CSB-Fracht zum Abbau des Rohfetts des Kots der Fische (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{CSB_{KH_{par}}}(F)_Z$	CSB-Fracht zum Abbau der Kohlenhydrate des Kots der Fische (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{CSB_{par}}(F)_Z$	CSB-Fracht zum Abbau aller organischen Bestandteile des Kots der Fische durch heterotrophe Bakterien (g CSB/kg Zuwachs)
$m_{BSB_{total_{par}}}(F)_Z$	$BSB_{total}$ -Fracht zum Abbau aller organischen Bestandteile des Kots der Fische durch heterotrophe Bakterien (g $BSB_{total}$ /kg Zuwachs)
$x_{OS}$	Anteil organischer Substanz in der Trockenmasse des Futters (kg/kg Futter)
$VK_{OS}$	Verdaulichkeit der organischen Substanz des Futters (%)
$BE_{OS}$	mittlere Bruttoenergie der organischen Bestandteile (MJ/kg)
$m_{CSB_{gel}}(F)$	CSB-Fracht der gelösten organischen Emissionen der Fische (g/kg Futter)
$m_{CSB}(Fu)$	CSB-Fracht der organischen Bestandteile des Futters (g/kg Futter)
$m_{CSB_{Retention}}(F)$	CSB-Fracht der im Fisch festgelegten organischen Bestandteile (g/kg Futter)
$m_{CSB_{par}}(F)$	CSB-Fracht des im Kot partikulär gebundenen CSB (g/kg Futter)

$m_{\text{CSB Atmung (F)z}}$	Sauerstoffverbrauch der Fische für die Atmung (kgO <sub>2</sub> /kg Zuwachs)
$ME_M$	Energiebedarf zur Erhaltung Tilapia 65 kJ/kg Stückmasse <sup>0,8</sup> /d k <sub>g</sub> Effizienz des Energieansatzes Tilapia 0,7 * ER
ER	Energieretention im Fischorganismus der sich im Wesentlichen aus Proteinen und Fetten zusammensetzt (MJ/kg *d)
OCE	oxikalorisches Äquivalent bei EDING u.a. (2009) 14, 2 MJ/kgO <sub>2</sub>
$c_{\text{TP(A)F}}$	TP-Konzentration am Auslauf der geschlossenen Kreislaufanlage (mg/l, g/m <sup>3</sup> )
$FW_S$	spezifischer Frischwassereinsatz (m <sup>3</sup> /t*d)
$m_{\text{TP(A)F}}$	futterbezogener TP-Frachtwert am Auslauf der Kreislaufanlage (g TP/kg Futter)
$c_{\text{TN(A)F}}$	TN-Konzentration am Auslauf der geschlossenen Kreislaufanlage (mg/l, g/m <sup>3</sup> )
$m_{\text{TN(F)F}}$	futterbezogener TN-Frachtwert des Fischbestandes (g TN/kg Futter)
$m_{\text{TN(RS)F}}$	futterbezogene TN-Frachtreduzierung oder -aufstockung im Reinigungssystem der Kreislaufanlage (g TN/kg Futter)

## Zusammenfassung

Geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen weisen gegenüber anderen Verfahren der Fischproduktion verbesserte Möglichkeiten der Erzeugung einer geringeren Umweltbelastung und der geringeren Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen auf. Für die Abwasseraufbereitung aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen gibt es gegenwärtig keinen Stand der Technik und die fachlichen Grundlagen dafür fehlen weitgehend. Dies führt immer wieder zu Problemen bei der Anlagenkonzeption sowie der Beantragung der wasserrechtlichen Erlaubnis geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen. Die Aufarbeitung des gegenwärtigen Standes dieser Problematik und die Erarbeitung erster Lösungsansätze war Inhalt des Projektes.

Zur Ermittlung der Abwasserfrachten bzw. -konzentrationen geschlossener Kreislaufanlagen wurden im ersten Schritt die vorhandenen Modellansätze zur Beschreibung der Emissionen des Fischbestandes für die gewässerbelastenden Parameter Phosphor, Stickstoff und CSB aufbereitet. Die Emissionswerte betragen für beispielhafte Praxisvoraussetzungen ca. 5,7 g TP/kg Futter, 46 g TN/kg Futter und 282 g CSB/kg Futter.

Die Bilanzierung der Stoffumwandlungs- oder Stoffentfernungsprozesse im internen Reinigungssystem geschlossener Kreislaufanlagen stellt noch Neuland dar und wurde auf der Grundlage der organischen Belastung vorgenommen. Es ergeben sich Abwasserfrachten, die für CSB um ca. ein Drittel und für TN um den Betrag der diffusen Denitrifikation und gegebenenfalls dem N-Umsatz der Denitrifikationsstufe unter den Emissionswerten der Fische liegen. Die TP-Fracht wird durch die interne Reinigung nicht beeinflusst. Für die Frachten des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen (ohne Denitrifikation) ergeben sich aus Literaturangaben, den eigenen punktuellen Messungen sowie den Bilanzierungen folgende Mittelwerte: 7,0 g TP/kg Futter, 50 g TN/kg Futter und 250 g CSB/kg Futter. Die in den „Hinweisen zur Verringerung der Gewässerbelastung durch die Fischzucht“ (LAWA 2003) im Wesentlichen abgeschätzten Frachten für TN (40 g/kg Futter) und CSB (100 g/kg Futter) sind als zu niedrig einzustufen.

Auf der Grundlage des üblichen spezifischen Frischwassereinsatzes geschlossener Kreislaufanlagen von 0,1 - 0,2 m<sup>3</sup>/t\*h (ca. 10 - 20 % Wassertausch pro Tag) lassen sich damit Konzentrationswerte des Abwassers ermitteln, die für verschiedene repräsentative Bewirtschaftungsweisen für TP, TN und CSB einen Bereich von 15 - 41 mg/l, 104 - 292 mg/l und 521 - 1.458 mg/l aufweisen. Diese Werte sind mit belastetem kommunalem Abwasser zu vergleichen. Es ergeben sich unter den üblichen Rahmenbedingungen erforderliche Abbauraten für TP, TN und CSB von 90 % und mehr.

In der internationalen Fachliteratur konzentrieren sich die wenigen Darstellungen der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen vornehmlich auf Verfahren der Fest-Flüssig-Trennung für die aus der Produktionsanlage abgegebenen Sekundärschlämme. Für die anschließende Aufbereitung des Überlaufwassers werden in erster Linie Klärteiche oder Schilfkläranlagen angegeben. Die dargestellten meist kleintechnischen Beispiele sind nicht geeignet, die erforderlichen Abbauraten der relevanten wasserrechtlichen Parameter zu gewährleisten.

Es gibt in Deutschland z. Z. 18 größere geschlossene Kreislaufanlagen. Die realisierten Anlagen bzw. Verfahren zur Abwasseraufbereitung reichen von der Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, der Abgabe in die Kanalisation, der Aufbereitung durch Sedimentationsbecken sowie anschließende Klärteiche und Pflanzenkläranlagen bis zu kompletten biologischen Abwasseraufbereitungsanlagen mit Phosphorfällung. Alle Anlagen werden erst seit kurzem bzw. wenigen Jahren betrieben und erfordern weitere Anpassungen und Verbesserungen.

Für die stabile Erreichung der aufgeführten Abbauraten zur Einleitung in Oberflächengewässer kommen in erster Linie komplette biologische Abwasserbehandlungsanlagen mit Phosphorfällung in Frage. Sollen natürliche Verfahren wie Klärteiche, Lagunen oder Schilfkläranlagen eingesetzt werden, so ist eine Vorbehandlung mindestens in Form einer sehr effektiven zweiten Fest-Flüssig-Trennung erforderlich. Dadurch soll ein wesentlicher Anteil des Phosphors und der organischen Substanz der Emissionen der Fische bereits mit dem Schlamm entnommen werden und Rücklösungen unterbunden werden. Auf diese Art und Weise kann eine wichtige Entlastung der flächenintensiven natürlichen Abwasserbehandlungsverfahren erfolgen.

# 1. Einleitung

Geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen stellen eine seit den 1980er Jahren bekannte Technologie dar, die zur Aufzucht verschiedener Warmwasser-Fischarten genutzt werden kann.

Der weitgehend geschlossene Wasserkreislauf mit einer internen Wiederaufbereitung ermöglicht gegenüber den herkömmlichen Verfahren der Fischproduktion einen sehr viel niedrigeren Frischwassereinsatz pro Tonne erzeugtem Fisch bzw. verabreichter Futtermenge.

Dadurch weisen geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen gegenüber anderen Verfahren der Fischproduktion unter dem Aspekt der Erzeugung geringer Umweltbelastungen und einer geringen Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen wesentliche Vorteile auf. Ein weiterer Vorteil besteht in dem höheren Grad der Standortunabhängigkeit, insbesondere von großen Wassermengen aus Oberflächengewässern.

Daneben sind durch den geringeren spezifischen Wassereinsatz prinzipiell Voraussetzungen für eine weitgehende Aufbereitung der abgegebenen Emissionen der Fischproduktion vorhanden. Allerdings setzen die Anforderungen zur Einleitung sehr geringer Frachten an organischer Belastung und Pflanzennährstoffen in Oberflächengewässer auch entsprechende Anlagen und Betriebsweisen für die Abwasseraufbereitung voraus.

Gegenwärtig gibt es eine neue „Welle“ des Versuchs der breiteren Einführung der Technologie der geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen in die Praxis.

Ein Problem, das sich zurzeit als bedeutendes Hemmnis für die Errichtung derartiger Anlagen herausstellt, ist die Erlangung einer wasserrechtlichen Erlaubnis für die Einleitung des aufbereiteten Abwassers in Oberflächengewässer.

Zum einen können die Wasserbehörden auf der Grundlage des neuen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und der neuen Oberflächengewässerverordnung (OGEWV) sehr niedrige Frachten und Konzentrationen bei der Einleitung in Oberflächengewässer fordern, um die Bewirtschaftungsziele zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Diese stellen für die potenziellen Errichter bzw. Betreiber von Kreislaufanlagen zum Teil hohe Anforderungen dar.

Zum anderen fehlen seit ca. zehn Jahren für technische Anlagen der Fischzucht generelle Festlegungen zu den bei der Abwassereinleitung nach dem Stand der Technik einzuhaltenden Konzentrationen (Emissionsansatz). Der entsprechende Anhang zur Abwasserverordnung wurde gestrichen bzw. ein Übergang auf das Frachtenmodell (LAWA 2003) vorgenommen.

Weiterhin gibt es keinen Stand der Technik auf dem Gebiet der Aufbereitung des Ablauf- und Reinigungswassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen, der zur anlagentechnischen und verfahrenstechnischen Realisierung der Anforderungen der Wasserbehörden herangezogen werden könnte. Es sind individuelle „Insellösungen“ vorhanden, die meist auf „Versuchsbasis“ errichtet wurden, keine verallgemeinerten Projektierungslösungen darstellen und den Anforderungen nicht immer vollständig gerecht werden.

Die Zielstellung des Projektes besteht verallgemeinert in der Erarbeitung von Grundlagen zur Aufbereitung des Abwassers aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen.

Da die erneute Erstellung eines Anhangs zur Abwasserverordnung (AbwV) für technische Fischproduktionsanlagen derzeit nicht auf der Tagesordnung steht, kann z. Z. nur der Weg beschritten werden, entsprechende fachliche Hintergrunddarstellungen zu erarbeiten.

Diese sollen zum einen die Basis für eine fachlich fundierte Vorgehensweise der potenziellen Errichter oder Betreiber von Kreislaufanlagen bei der Beantragung einer wasserrechtlichen Erlaubnis darstellen. Insbesondere sind zunächst orientierende und in späteren Arbeiten genauere Input- und Output-Werte für die Projektierung und Errichtung von Abwasseraufbereitungsanlagen geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen erforderlich. Zum anderen sollen die erarbeiteten Grundlagen den Wasserbehörden dazu dienen, Anträge für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen auf der Basis entsprechender Kenntnisse der Gesamttechnologie, der Reinigungstechnologie, der Stoffströme sowie von Fracht- und Konzentrationswerten fachlich korrekt zu bearbeiten. Im Rahmen der Erarbeitung entsprechender Grundlagen ist es weiterhin erforderlich, den Entwicklungsstand auf

dem Gebiet der Abwasseraufbereitung aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen zu erfassen, zu systematisieren, grundlegende Lösungsvarianten darzustellen und zukünftige Vorgehensweisen zur Erarbeitung eines Standes der Technik aufzuzeigen.

Die erarbeiteten fachlichen Hintergrunddarstellungen sollen auch in das DWA-Merkblatt 777 „Wasser-/Abwasseraufbereitung in der Fischzucht“ einfließen, das potenziellen Anlagenrichtern und -betreibern sowie den Wasserbehörden ebenfalls als fachliche Grundlage dienen soll.

Im Einzelnen hat das Projekt folgende Teilaufgaben:

1. Erarbeitung und Darstellung der gegenwärtigen rechtlichen und fachlichen Situation für die Abwasseraufbereitung und -entsorgung aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen.
2. Darstellung der Möglichkeiten und Vorgehensweisen zur Quantifizierung und Bilanzierung der Stoffströme in geschlossenen Kreislaufanlagen und damit auch der Input-Werte an organischer Belastung und Pflanzennährstoffen für die Abwasseraufbereitung.
3. Erfassung des nationalen und internationalen Entwicklungsstandes der Aufbereitung des Abwassers aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen. Dazu sollen auch vorhandenen Abwasseraufbereitungsanlagen geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen in Deutschlands analysiert werden. Auf dieser Basis werden dann Möglichkeiten der Abwasseraufbereitung für diesen Anlagentyp der Fischproduktion zusammengefasst dargestellt sowie Ansatzpunkte für weitere Arbeiten, insbesondere zur Erarbeitung eines Standes der Technik, gegeben.

Der Projektumfang war so geplant, dass insbesondere zum 3. Punkt, der prinzipiell fachlich sehr breit gefächert werden könnte, nur eine überblickshafte und nicht abschließende Betrachtung vorgenommen wird und Ansatzpunkte für zukünftige weitere Arbeiten auf diesem Gebiet aufgezeigt werden.

## **2. Hauptteil**

### **2.1 Anmerkungen zur Vorgehensweise**

Zum größten Teil handelte es sich bei den durchgeführten Arbeiten um Recherchetätigkeit in der Literatur, in Praxisbetrieben mit geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen und bei Behörden. Die Ergebnisse wurden entsprechend der Aufgabenstellung bearbeitet und in dem vorliegenden Bericht dargestellt.

Im Rahmen der Analyse vorhandener Abwasseraufbereitungsanlagen geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen in Deutschland wurden sehr viel mehr Anlagen besucht oder über die Betreiber konkrete Daten eingeholt als ursprünglich geplant. Die Ursache lag darin, dass bei der Bearbeitung des Projektes schnell klar wurde, dass die vorhandenen Lösungen der Abwasseraufbereitung sehr heterogen sind. Dem Projektziel konnte besser entsprochen werden, indem eine größere Anzahl von Anlagen überblickshaft betrachtet wurde, als wenige u. U. nicht repräsentative Anlagen etwas intensiver.

Die in einigen Anlagen genommenen Wasserproben haben ebenfalls nur orientierenden temporären Charakter. Sie sind aber auf dieser einleitenden Stufe der Beschäftigung mit der Thematik der Abwasserbehandlung geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen ausreichend. Die Tiefe der Erhebung der verfahrenstechnischen Daten war von der Bereitschaft der Anlagenbetreiber sowie den vorhandenen anlagentechnischen Daten und Messmöglichkeiten abhängig. Die Datenlage dazu ist daher ebenfalls heterogen.

Intensivere Erfassungen der verfahrenstechnischen Parameter sowie genauere und umfangreichere Analysen der Input- und Output-Konzentrationen der Abwasseraufbereitungsanlagen sind nachfolgenden, umfangreicheren Untersuchungen vorbehalten.

Bei der Analyse der insbesondere stark belasteten Abwässer mit den photometrischen Messmitteln am Institut wurde festgestellt, dass nicht immer reproduzierbare Messergebnisse erreicht werden konnten. Die Proben wurden daher einem akkreditierten Labor zur Analyse übergeben.

Auf die ursprünglich vorgesehene Mitwirkung abwassertechnischen Sachverständigen wurde infolge der sehr unterschiedlichen anlagentechnischen Lösungen und der dadurch zwangsläufig mehr überblickshaften Betrachtungsweise verzichtet.

Als zusätzliche Aufgabe wurde die aktive Mitwirkung in dem Arbeitskreis zur Erstellung des DWA-Merkblatts 777 „Wasser-/Abwasseraufbereitung in der Fischzucht“ übernommen.

### **2.2 Gegenwärtiger Anwendungsumfang geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen in Deutschland**

Gegenwärtig gibt es eine neue „Welle“ des Versuches der breiteren Einführung der Technologie der geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen in die Praxis. In der Vergangenheit waren neben den zu hohen Investitions- und Betriebskosten vor allem Vermarktungsschwierigkeiten die Hauptursachen, die zur Insolvenz einer Reihe von Anlagen nach nur kurzer Betriebszeit geführt haben.

Nach Fischarten unterteilt, ergibt sich nach Kenntnis des Bearbeiters folgender Entwicklungsstand der geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen in Deutschland:

- drei größere Anlagen für die Störtaufzucht, die vordergründig der Erzeugung von Störkaviar dienen
- drei größere Anlagen zur Aufzucht von Aalen, u. a. auch für das Vorstrecken von Glasaalen für den Besatz von Gewässern (2013 756 t davon 286 t Satzfiische, BRÄMICK 2014)
- eine größere Anlage zur Aufzucht Europäischer Welse (131 t BRÄMICK 2014), eine Anlage mit ca. 30 t/a (eigene Erhebungen) dieser Fischart und mindestens eine weitere kleinere Anlage für Europäische Welse
- mindestens acht Anlagen für die Aufzucht Afrikanischer Welse mit Produktionskapazitäten von 40 bis 225 t (eigene Erhebungen)

- eine Anlage zur Aufzucht von Niltlapia (2013 ca. 63 t BRÄMICK 2014)
- eine Reihe von kleineren Zanderanlagen in mehreren Bundesländern sind in der Anlaufphase

Insgesamt wurde für das Jahr 2013 eine Produktionshöhe in geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen von 1.679 t angegeben (BRÄMICK 2014).

Zumindest für die Afrikanischen Weise versucht man durch Erzeugergemeinschaften und zum Teil auch eigene Verarbeitungskapazitäten bessere und stärkere Vermarktungspositionen zu erreichen und gleichzeitig auch eine gewisse „Rundumbetreuung“ der Produzenten zu gewährleisten (GEBR. POMMEREHNE GBR u.a. 2010).

Gegenüber den früheren Versuchen der Einführung der geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen in die Praxis ist gegenwärtig eine größere Dimension, eine zentralisierte Herangehensweise und ein höheres Maß an Professionalität bei der Umsetzung erkennbar. Eine gewisse Rolle spielen dabei auch die gegenwärtig noch vorhandenen Förderungsmöglichkeiten der Abwärmenutzung von Biogasanlagen.

Gleichzeitig hat auch der biotechnologische und verfahrenstechnische Erkenntnisstand in den zurückliegenden 30 Jahren größere Fortschritte gemacht.

Trotzdem bleibt die angespannte Kostensituation bei dieser Form der Fischproduktion erhalten. Nur wenn die gesamte Anlagen- und Verfahrenstechnik optimal arbeitet und die Bewirtschaftung der Anlage kontinuierlich mit hoher Auslastung und unter Sicherung optimaler Zuwachsergebnisse sowie biotechnologischer Parameter erfolgt, kann ein ökonomischer Betrieb gewährleistet werden.

### **2.3 Gestaltung und Funktion geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen**

Im Folgenden wird von Süßwasseranlagen ausgegangen, da Salzwasseranlagen im Binnenland bisher nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Eine Reduzierung des spezifischen Frischwassereinsatzes auf Werte unterhalb der Richtwerte für herkömmliche Durchflussanlagen der Fischproduktion ist nur durch die Wiedernutzung des Wassers nach mechanischer Reinigung und dem Abbau des Ammoniums im Haltungswasser der Fische möglich. Quelle des Ammoniums sind im Wesentlichen die Exkretionen der Fische, insbesondere die Ammoniak ( $\text{NH}_3$ )-Abgabe über die Kiemen. Bei den üblichen pH-Werten der Fischproduktion liegt der ins Wasser abgegebene Ammoniak überwiegend als Ammonium ( $\text{NH}_4$ ) vor.

Eine geschlossene Kreislaufanlage beinhaltet daher neben den Fischhaltungseinrichtungen, den Anlagenteilen zur Sauerstoffanreicherung und Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ )-Entgasung eine mechanische Reinigung sowie einen Biofilter zum  $\text{NH}_4$ -Abbau im Wasser (Abb. 1). Diese Anlagenteile werden in den folgenden Betrachtungen als interne Wasseraufbereitung oder internes Reinigungssystem bezeichnet.

Als Verfahren zum Ammoniumabbau kommt gegenwärtig in nahezu allen kommerziell genutzten geschlossenen Kreislaufanlagen die bakterielle Nitrifikation zur Anwendung. Dabei wird die Oxidation des Ammoniums über die Zwischenstufe Nitrit ( $\text{NO}_2$ ) zum weitgehend fischungiftigen Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) durch entsprechend spezialisierte Bakterienarten vorgenommen. Der Biofilter, in dem die Nitrifikation vorrangig abläuft, besteht aus einem Substrat mit einer großen Oberfläche pro Volumeneinheit auf dem sich ein Biofilm ausbildet, der den nitrifizierenden Bakterien günstige Besiedlungsbedingungen bietet.

Die Konzentration des im Kreislaufwasser akkumulierenden Nitrats wird meist durch die Zufuhr von Frischwasser reguliert. Weiterhin werden bei der Nitrifikation Sauerstoff und Alkalinität verbraucht, die durch anlagentechnische Maßnahmen ersetzt werden müssen. Der Alkalinitätsverbrauch ist mit der Freisetzung von Wasserstoffionen und dem Absinken des pH-Wertes verbunden. Die Stabilisierung des pH-Wertes bzw. die Zufuhr von Alkalinität erfolgen zum einen durch das Frischwasser und meist auch durch die ergänzende Zudosierung alkalischer Chemikalien.

In bzw. am Auslauf der Fischhaltungsbecken müssen durch die Nitrifikation  $\text{NH}_4$ -Konzentrationen erreicht werden, bei denen die  $\text{NH}_3$ -Grenzwerte (und die  $\text{NO}_2$ -Grenzwerte bzw.  $\text{HNO}_2$ -Grenzwerte) für die einzelnen Fischarten dauerhaft unterschritten werden. Dazu muss die Höhe des Ammoniumabbaus durch den Biofilter, d. h. die Nitrifikationsleistung des Biofilters, mindestens der Höchstwerte der Stickstoffemission des Fischbestandes entsprechen. Als  $\text{NH}_3$ -Grenzwerte des Optimalbereiches bei längerer Einwirkungszeit gelten fischartspezifische Werte zwischen 0,01 mg/l und 0,06 mg/l (SCHRECKENBACH 2010, EDING u.a. 2006, HEINSBROEK u. KAMSTRA 1990, TIMMONS u. EBELING 2010).

Eine wichtige Voraussetzung für die Funktion der Nitrifikationsstufe besteht im Betrieb einer effektiven mechanischen Reinigung vor dem Biofilter. Im Regelfall werden dazu verschiedene Siebungs- oder Sedimentationsverfahren eingesetzt, die eine Entnahme der partikulären Substanz bis zu einem Durchmesser von ca. 40 bzw. 100  $\mu\text{m}$  ermöglichen. Die Gesamtlast der biochemisch abbaubaren organischen Substanz wird dadurch entscheidend gesenkt. Ziel ist es, den im Biofilter verbleibenden BSB<sub>5</sub>-Abbau durch heterotrophe Bakterien, die die nitrifizierenden Bakterien im Biofilm überdecken und die Nitrifikationsleistung reduzieren, gering zu halten.

Daneben entsteht im Kreislaufwasser eine große Anzahl feindisperser Partikel. Ursachen sind der schnelle Zerfall des Kots der Fische im Wasser, der vor allem durch Strömungsturbulenzen beschleunigt wird, die Neubildung bakterieller Partikel sowie die begrenzte Wirksamkeit der mechanischen Reinigungsverfahren. Um respiratorische Dysfunktionen und Kiemenschäden der Fische zu vermeiden, müssen Grenzwerte der Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Haltungswasser der Fische von 20 - 30 mg/l unterschritten werden.

Durch den geringen spezifischen Frischwassereinsatz würde in geschlossenen Kreislaufanlagen neben dem Nitrat auch das von den Fischen abgegebene  $\text{CO}_2$  akkumulieren. Dadurch kommt es zu einer weiteren pH-Absenkung im Anlagenwasser. Aus diesem Grund sind auch entsprechende anlagentechnische Maßnahmen zur  $\text{CO}_2$ -Entgasung vorzusehen.

In geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen ist der spezifische Frischwassereinsatz in erster Linie von der angestrebten maximalen Nitratkonzentration des Kreislaufwassers abhängig. Für eine Reihe von Fischarten hat sich die Unterschreitung eines  $\text{NO}_3$ -Wertes von ca. 200 - 300 mg/l als erforderlich erweisen, andere weniger empfindliche Arten tolerieren höhere Werte.

Nach Praxiserfahrungen wurde für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen als Orientierungswert ein spezifischer Frischwassereinsatz von 0,2 - 0,1  $\text{m}^3/\text{t} \cdot \text{h}$  angegeben (GÖTHLING u. KNÖSCHE, 1987, KNÖSCHE u. RÜMMLER 1998). Heute werden häufig Werte um 0,1  $\text{m}^3/\text{t} \cdot \text{h}$  und darunter erreicht (EDING u.a. 2009, eigene Erhebungen). Ursache dieser Unterschiede können neben abweichenden  $\text{NH}_4$ -Exkretionswerten und unterschiedlichen Grenzwerten für die Nitratkonzentration vor allem diffuse Denitrifikationsprozesse sein. In Abhängigkeit von der Anlagenbauweise ergibt sich aus den o. g. Werten ein täglicher Wasseraustausch des Anlagenvolumens von 10 - 20 % (CHEN u.a. 2002, LAWA 2003, GEBR. POMMEREHNE GBR u.a. 2010) oder darunter (TWAROWSKA u.a. (1997). Daneben wird die Wassernutzungsintensität auch in l/kg Futter \* d angegeben. Häufige Werte liegen hier im Bereich von 100 - 500 l/kg \* d (EDING u. WEERD 1999, EDING u. KAMSTRA 2002, SEGNER u.a. 2008, MARTINS u.a. 2009, eigene Erhebungen).

In geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen werden als Biofilter untergetauchte Tropfkörper, Schwebbettfilter (moving-bed-Filter), Stationärtropfkörper (Tricklingfilter), Tauchtropfkörper (Biodrum) sowie untergetauchte Tropfkörper mit Druckluftbelüftung (HP-Förderer) eingesetzt. Dabei haben Stationärtropfkörper und untergetauchte Tropfkörper in der Vergangenheit die breiteste Anwendung gefunden. Gegenwärtig werden in größerem Umfang Schwebbettfilter eingesetzt.

Die einzelnen Fischarten und auch Altersstufen haben zum Teil unterschiedliche Anforderungen an die Wasserparameter und die Haltungsbedingungen. Dadurch ist die Realisierung verschiedener Anlagengestaltungen möglich bzw. erforderlich.

Zur Fischhaltung können alle Beckenarten eingesetzt werden (Rundbecken, quadratische Becken, Rechteckbecken, Fließkanäle u. ä.).

Anlagengestaltungen für „anspruchsvollere“ Fischarten, wie Aale und Zander besitzen in der Regel ein Sauerstoffbegasungssystem mit dem durch den Eintrag von technischem Sauerstoff optimale

Sauerstoffverhältnisse gesichert werden können. Andere Fischarten wie Europäische Welse oder Afrikanische Welse sind weniger anspruchsvoll und lassen eine einfachere Anlagengestaltung unter Nutzung der herkömmlichen Belüftung zu.

Für die meisten Fischarten, die in derartigen Anlagen aufgezogen werden, sind Wassertemperaturen von 23 - 28 °C erforderlich. Andere Arten, wie z. B. Sibirische Störe, werden bei Temperaturen unter 20 °C gehalten. Dazu sind für geschlossene Kreislaufanlagen ein Heizungssystem sowie eine Bauhülle mit Wärmedämmung und Luftaustausch erforderlich. Gegebenenfalls kann auch eine Kühlung notwendig sein.

Für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen wird als Frischwasserquelle häufig Grundwasser verwandt, das in der Regel zuvor aufbereitet werden muss (CO<sub>2</sub>-Entgasung, Enteisenung, Alkalinitätszufuhr). Daneben kann auch die öffentliche Wasserversorgung genutzt werden.

Geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen erfordern ein umfangreiches Automatisierungs- und Havarie-Sicherungssystem. Weiterhin kann eine Desinfektion zur Abtötung fischpathogener Keime bzw. zur Verminderung der Keimbelastung mit Hilfe von UV- oder Ozonanlagen in einem einstellbaren Bypass zum Hauptwasserstrom vorgenommen werden.

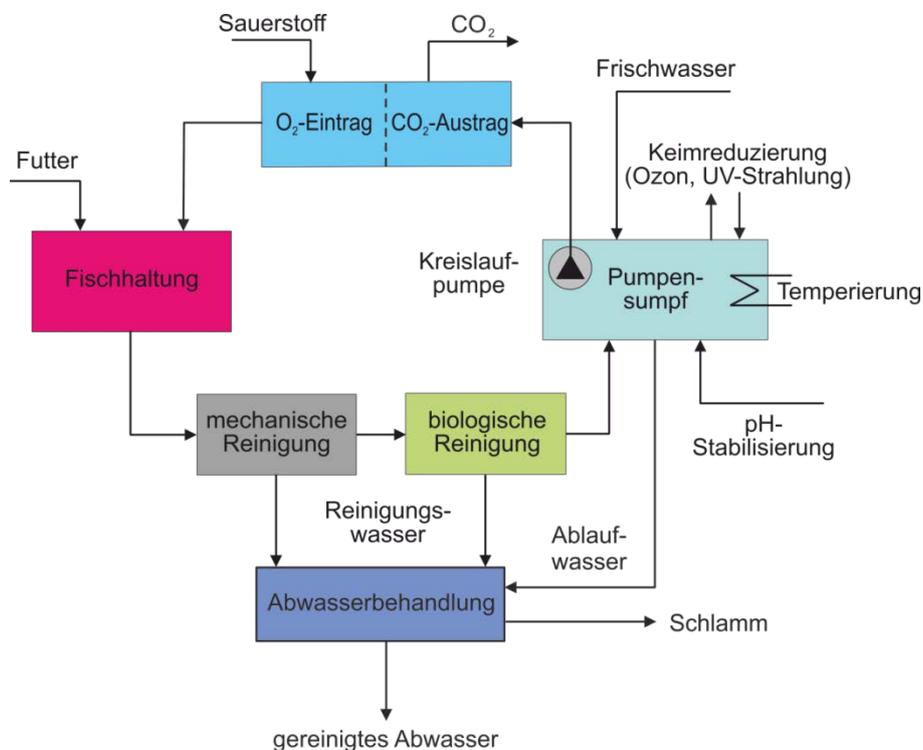


Abb. 1: Schema einer geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlage

Eine noch weitere Reduzierung des spezifischen Frischwassereinsatzes geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen ist mit Hilfe einer Denitrifikationsstufe möglich. Bei der Denitrifikation benutzen fakultativ anaerobe heterotrophe Bakterien Nitrat als Oxydationsmittel zur Energiegewinnung aus organischer Substanz. Als Endprodukt dieses Prozesses, der unter anaeroben Bedingungen und dem Verbrauch organischer Substanz abläuft, entsteht molekularer Stickstoff, der in die Atmosphäre entweicht. Die Bindung von Wasserstoffionen aus der organischen Substanz ist mit einem starken Anstieg der Alkalinität und des pH-Wertes verbunden. Damit stellt die Denitrifikation in geschlossenen Kreislaufanlagen theoretisch eine nahezu ideale Ergänzung zur Nitrifikation dar. Die erforderlichen anaeroben Bedingungen und der Bedarf an organischer Substanz stehen den Anforderungen für die Nitrifikation aber entgegen. In letzter Zeit sind jedoch verstärkt Bestrebungen erkennbar, die Denitrifikation auch in der Praxis einzusetzen, z. B. unter Nutzung des aus der Anlage ent-

fernten Schlamms als organische Substanz (EDING u.a. 2009, SUHR u.a. 2013, MÜLLER-BELECKE 2013).

Neben der gezielten Denitrifikation findet praktisch in allen geschlossenen Kreislaufanlagen eine diffuse Denitrifikation statt, v. a. in nicht zu vermeidenden Mikrosedimentationsräumen und dickeren Biofilmen. Es wurden Werte von 10 % für Anlagen mit Moving-bed-Filter und Siebtrommelfilter (EDING u.a. 2009) und Raten von 65 bis über 80 % in Anlagen mit Sedimentationsbecken und Stationär- und Tauchtropfkörpern (BOVENDEUR u.a. 1987, KNÖSCHE 1994) angegeben (s.a. 2.5.5.5).

Bei integrierten Kreislaufsystemen wird das mit Nährstoffen und organischer Substanz angereicherte Ablaufwasser der Fischproduktion zur Erzeugung von Nutzpflanzen (Aquaponik) oder anderen Tierarten eingesetzt. Derartige Systeme befinden sich gegenwärtig überwiegend in der Forschungs- und Entwicklungs- bzw. Pilotanlagenphase. Auch hier steht die Frage der ökonomischen Betriebsweise in der Praxis im Vordergrund.

## **2.4 Genehmigungs- und Entsorgungsfragen**

### **2.4.1 Allgemeines**

Ein Problem, das gegenwärtig ein bedeutendes Hemmnis für die Errichtung geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen darstellt, ist die Erlangung einer wasserrechtlichen Erlaubnis für die Einleitung des aufbereiteten Abwassers der Anlagen in Oberflächengewässer. Die Einleitung in Oberflächengewässer wird vor allem für größere Anlagen aufgrund der abzugebenden Wassermengen oft nicht vermeidbar sein.

Für kleinere Anlagen kann unter entsprechenden Voraussetzungen die Abgabe des Ablauf- bzw. Reinigungswassers an Biogasanlagen oder die Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen möglich sein.

Die aufwändige Abwasserreinigung im Anschluss an geschlossene Kreislaufanlagen zur Einleitung in Oberflächengewässer lässt sich auch durch die Abgabe des Reinigungs- bzw. Ablaufwassers in die öffentliche Kanalisation umgehen. Das wird in wenigen Fällen bereits praktiziert, obwohl dabei nicht unerhebliche Abwassergebühren zu zahlen sind. Aber auch hier kann zuvor eine Abwasseraufbereitung notwendig sein.

Bei der Erteilung von wasserrechtlichen Erlaubnissen für die Einleitung in Oberflächengewässer werden durch die Wasserbehörden immer zwei Betrachtungsweisen angestellt, nach dem Emissionsprinzip und nach dem Immissionsprinzip.

In diesem Zusammenhang ist auch zu berücksichtigen, dass es sich bei geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen der Fischproduktion, wasserrechtlich gesehen, um technische Anlagen handelt, die Wasser nutzen, das aus dem natürlichen Wasserkreislauf herausgelöst und in seinen Eigenschaften verändert wurde (mindestens Erwärmung). Das aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen ausgeleitete Wasser ist dadurch Abwasser im Sinne des Abwasserabgabengesetzes (AwAG).

### **2.4.2 Emissionsansatz sowie Fracht- und Konzentrationsangaben**

Die grundsätzlichen wasserrechtlichen Emissionsanforderungen des ehemaligen § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes (§ 57 Abs. 1 Nr. 1 des aktuellen WHG) legen fest, dass eine Erlaubnis zur Einleitung von Abwasser in Gewässer nur erteilt werden darf, wenn die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist.

Die nach dem Stand der Technik einzuhaltenden bzw. vorgegebenen Parameter und Konzentrationswerte (in einigen Fällen auch Frachtwerte), sind in den Anhängen zur Abwasserverordnung

(AbwV) nach Herkunftsbereichen, d.h. in erster Linie nach Wirtschafts- bzw. Industriezweigen, festgelegt.

Für Anlagen der Fischproduktion gibt es einen derartigen Anhang nicht mehr. Der früher existierende Anhang 29 „Fischintensivanlagen“ wurde 2002 aufgehoben. Stattdessen wurde das LAWA-Papier „Hinweise zur Verringerung der Belastung der Gewässer durch die Fischhaltung“ (LAWA 2003) erarbeitet und 2003 als Empfehlung für die Vorgehensweise bzw. als Vollzugshilfe für die Wasserbehörden durch die LAWA verabschiedet.

Für die geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen wurden in diesem Papier neben allgemeinen Anforderungen futterbezogene Frachthöchstwerte angegeben, die bei Wirtschaftsweisen, die dem Stand der Technik entsprechen, nicht überschritten werden. Es handelt sich dabei um Frachtwerte, die durch die Fischproduktion selbst im Kreislaufwasser entstehen und mit dem Ablauf- und dem Reinigungswasser (oder nur dem Reinigungswasser) abgegeben werden: 100 g CSB (chemischer Sauerstoffbedarf), 40 g N<sub>anorg</sub> (Stickstoff anorganisch - näherungsweise auch gelöst) und 7 g TP (Gesamtposphor) pro kg Futter als Tagesfuttermenge.

In den „Hinweisen ...“ werden diese Frachthöchstwerte für das Ablaufwasser angegeben. In geschlossenen Kreislaufanlagen ist die Reinigungswassermenge der mechanischen Reinigung, z. B. bei der Verwendung von Siebtrommelfiltern, gegenüber der Ablaufwassermenge bestimmend und oft auch der einzige abgeleitete Wasserstrom mit erheblichem Anteil von Phosphor, Stickstoff und organischer Belastung. Es kann sich daher bei den Werten der „Hinweise ...“, wie oben bereits zugrunde gelegt, nur um die Gesamtfrachten aus der eigentlichen Fischproduktionsanlage ohne eine Abwasseraufbereitung handeln.

Tab. 1: Futterbezogene Frachthöchstwerte der „Hinweise ...“ (LAWA 2003) für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen

<b>Abwasserparameter</b>	<b>Fracht in g pro kg Futter als Tagesfuttermenge</b>
TP	7
N <sub>anorg</sub>	40
CSB	100

Werden für diese Frachtwerte eine Frischwasser- und Abwassermenge von 10 und 20 % des Anlagenvolumens pro Tag bzw. ein spezifischer Frischwassereinsatz von 0,1 und 0,2 m<sup>3</sup>/t\*h zugrunde gelegt, so ergeben sich mit Hilfe von Gl. 20 und 21 die in Tab. 2 aufgeführten Konzentrationswerte des Abwassers. Zusätzlich wurde die rechnerische Nitratkonzentration angegeben.

Die Konzentrationswerte des abgegebenen Wassers haben eine Größenordnung, die angesichts der Konzentrationshöhen in den meisten anderen Anhängen zur AbwV eine direkte Einleitung in Oberflächengewässer unmöglich macht. Die Ursache für diese hohen Werte ist der geringe Frischwassereinsatz.

Auch wenn die angegebenen Frachtwerte der „Hinweise ...“ den Stand der Technik für die Fischproduktion in der eigentlichen Anlage darstellen, kann auf dieser Basis kein Stand der Technik mit entsprechenden Ausleitungswerten für das Abwasser aus der Gesamtanlage (geschlossene Kreislaufanlage für die Fischproduktion und Wasseraufbereitungsanlage für die Einleitung in Oberflächengewässer) abgeleitet werden.

Damit existiert trotz der „Hinweise ...“ kein Stand der Technik für die Einleitung des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen in Gewässer.

Der Stand der Technik hat neben der generellen wasserrechtlichen Genehmigungsfähigkeit der Einleitung auch abwasserabgaberechtliche Bedeutung, da der Abgabensatz bei der Einhaltung des Standes der Technik halbiert werden kann (s. 2.4.3).

Tab. 2: Rechnerische Konzentrationswerte des Abwassers aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen unter Zugrundelegung der Frachthöchstwerte der „Hinweise ...“ (LA-WA 2003) (ohne Stoffentnahme durch Schlammabschlag o.ä., Fütterungsration von 1,4 %/d, Fischbestandsdichte 70 kg/m<sup>3</sup> und Fischhaltungsvolumen 60 % des Anlagenvolumens)

	<b>rechnerische Konzentrationswerte</b>	
spezifischer Frischwassereinsatz (m <sup>3</sup> /t*h)	0,1	0,2
% Frischwasser des Anlagenvolumens/d	10	20
spezifischer Frischwassereinsatz (m <sup>3</sup> /kg Futter)	44	22
NO <sub>3</sub> -Konzentration (mg/l)	658	327
TP (mg/l)	41	20
N <sub>anorg</sub> (mg/l)	233	117
CSB (mg/l)	583	292

Tab. 3: Anforderungen an das eingeleitete Wasser nach Anhang 1 AbwV „Häusliches und kommunales Abwasser“ und Anhang 7 AbwV „Fischverarbeitung“ (Entnahme durch qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe)

	<b>CSB (mg/l)</b>	<b>BSB<sub>5</sub> (mg/l)</b>	<b>NH<sub>4</sub>-N (mg/l)</b>	<b>TN = NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>2</sub>-N+ NO<sub>3</sub>-N (mg/l)</b>	<b>TP (mg/l)</b>	<b>Fisch- produk- tion (t/a)</b>
<b>Anhang 1 AbwV Häusliches und kommunales Abwasser</b>						
Größenklasse 1, < 60 kg/d BSB <sub>5</sub> (roh)	150	40	-	-	-	< 180
Größenklasse 2, 60 - 300 kg/d BSB <sub>5</sub> (roh)	110	25	-	-	-	180 - 900
Größenklasse 3, 300 - 600 kg/d BSB <sub>5</sub> (roh)	90	20	10	-	-	
Größenklasse 4, 600 - 6.000 kg/d BSB <sub>5</sub> (roh)	90	20	10	18	2	
Größenklasse 5, > 6.000 kg/d BSB <sub>5</sub> (roh)	75	15	10	13	1	
<b>Anhang 7 AbwV Fischverarbeitung</b>						
	110	25	10	25	2	

Damit ergeben sich für die Wasserbehörden Unsicherheiten bzw. größere Spielräume bei der Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis für die Einleitung aus geschlossenen Kreislaufanlagen in Oberflächengewässer.

Gegenwärtig orientieren sich die Wasserbehörden bei der Festlegung von Einleitungswerten für geschlossene Kreislaufanlagen anscheinend an Konzentrationswerten in Anhängen zur AbwV mit „verwandtem“ Abwasser, insbesondere am Anhang 1 „Häusliches und kommunales Abwasser“, vorrangig Größenklasse 4 und des Anhangs 7 „Fischverarbeitung“ (Tab. 3).

Da im Rahmen der Erarbeitung einer wasserrechtlichen Erlaubnis ohnehin eine nachfolgende Betrachtung der möglichen Einleitungskonzentrationen nach dem Immissionsansatz erfolgt, stellen

diese Werte nur einen „Einstieg“ für die folgenden Betrachtungen zur Sicherung der Qualität des Einleitungsgewässers dar.

### 2.4.3 Abwasserabgabe

Im Rahmen der erstmaligen Veranlagung zur Abwasserabgabe hat der Einleiter gegenüber der Behörde zu erklären, welche Überwachungswerte er für die in Frage kommenden Schadstoffparameter des AbwAG einhalten wird und welche Jahresschmutzwassermenge auftritt. Im weiteren Verlauf stellt die zuständige Wasserbehörde einen die Abwassereinleitung zulassenden Wasserrechtsbescheid mit festgelegten Überwachungswerten der relevanten Schadstoffkonzentrationen und einer festgelegten Jahresschmutzwassermenge aus. Dabei kann die Vorbelastung auf Antrag abgezogen werden. Die einzelnen abgaberechtlichen Überwachungswerte ergeben sich aus der Addition der maximalen Konzentration des zufließenden Wassers (Vorbelastung) und der gestatteten maximalen Konzentrationsaufstockung durch den Einleiter. Die für Fischzuchtanlagen prinzipiell relevanten Schadstoffparameter des AbwAG sind Gesamt-Phosphor (TP), anorganischer Stickstoff  $N_{\text{anorg}}$  ( $= \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ) und chemischer Sauerstoffbedarf CSB.

Die Einhaltung der im wasserrechtlichen Bescheid festgelegten Überwachungswerte wird durch die staatliche Gewässeraufsicht sowie ergänzende Eigenkontrollen überprüft. Zusätzlich muss im Regelfall eine kontinuierliche Messung und Aufzeichnung des Wasserdurchflusses mit der Angabe der Monatssummen vorgenommen werden.

Überschreitet die Konzentrationsaufstockung durch die Fischzuchtanlage einen der im AbwAG festgelegten Schwellenwerte, so erfolgt für diesen eine Berechnung der Abwasserabgabe. Die Konzentrationsschwellenwerte liegen gemäß AbwAG bei 0,1 mg/l TP, 5 mg/l  $N_{\text{anorg}}$  und 20 mg/l CSB.

Für die Abwasserabgabe werden die im Veranlagungszeitraum, dem Kalenderjahr, eingeleiteten Schadstofffrachten zugrunde gelegt. Diese werden durch Multiplikation des Überwachungswertes, u. U. abzüglich der Vorbelastungskonzentration, mit der im Bescheid festgelegten Jahresschmutzwassermenge ermittelt. Die Frachtwerte werden anschließend durch die im AbwAG festgelegte Höhe einer Schadeinheit geteilt (Phosphor 3 kg, Stickstoff 25 kg und CSB 50 kg). Die so ermittelte Anzahl der Schadeinheiten kann halbiert werden, wenn zur Minimierung der Menge und der Schädlichkeit des Abwassers Verfahren eingesetzt werden, die dem Stand der Technik entsprechen. Die halbierte Anzahl der Schadeinheiten wird dann mit dem Abgabesatz von 35,96 € multipliziert. Das Ergebnis bildet die zu entrichtende Abwasserabgabe.

Bei festgestellten Überschreitungen der erklärten bzw. im Bescheid festgelegten Überwachungswerte werden diese und damit die Abwasserabgabe erhöht und gegebenenfalls ordnungsrechtliche Maßnahmen gegen den Einleiter eingeleitet.

Die Abwasserabgabe für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen lässt sich auf der Basis der Ausleitungswerte nach Anhang 1 Größenklasse 4 AbwV (Tab. 3) und den für Tab. 2 genutzten Werten des spezifischen Frischwassereinsatzes sowie eines Verhältnisses von Haltebestand zu Jahresproduktion von 1 : 2,5 rechnerisch abschätzen. Solange der Stand der Technik nicht berücksichtigt wird, ergibt sich eine Abwasserabgabe von 40 - 80 € pro Tonne produziertem Fisch und bei Berücksichtigung des Standes der Technik die halbierten Werte von 20 - 40 €/t.

Der Stand der Technik auf dem Gebiet geschlossener Kreislaufanlagen und der anschließenden Abwasseraufbereitung wird gegenwärtig in einer DWA-Arbeitsgruppe bearbeitet und soll im DWA-Merkblatt Nr. 777 dargestellt werden.

### 2.4.4 Immissionsansatz

Unberührt von den grundsätzlichen Anforderungen zur Minimierung der Stoffeinträge nach dem Emissionsprinzip bleibt der Immissionsansatz.

Wenn die Erreichung der angestrebten Gewässerbeschaffenheit, insbesondere zur Umsetzung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie nicht möglich ist, können die Wasserbehörden über die Emissionsanforderungen hinausgehende, niedrigere Frachten und Konzentrationen festlegen, um die angestrebte Qualität des Einleitungsgewässers zu erreichen. Die gesetzliche Grundlage dafür stellen das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die neue Oberflächengewässerverordnung (OGEWV) dar.

Die geforderten Einleitungswerte oder Frachten können sich daher von Standort zu Standort bei ansonsten gleicher oder ähnlicher Wasserverwendung durch den Nutzer unterscheiden.

Aus diesem Grund wäre ein Anhang für geschlossene Kreislaufanlagen in der AbwV zwar eine wichtige Grundlage, aber diese Festlegungen werden immer durch zusätzliche Maßgaben zur Sicherung der Wasserqualität des einzelnen Gewässers ergänzt werden können.

Zehn Betreiber geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen, die in Oberflächengewässer einleiten, haben Angaben zu den in ihren wasserrechtlichen Erlaubnissen festgelegten Ausleitungswerten gemacht. Die Medianwerte liegen bei 100 mg/l CSB, 21,5 mg/l N<sub>anorg</sub>, 2,0 mg/l TP und 20 mg/l BSB<sub>5</sub>. Die Variationsbreite der ersten drei Konzentrationsparameter ist sehr groß und beträgt 1 : 13, 1 : 3,3 bzw. 1 : 5.

Durch die Variationsbreite der wasserrechtlich festgelegten Einleitungswerte in Oberflächengewässer ist die Anwendung vorgefertigter anlagentechnischer Lösungen praktisch nicht möglich. Für die Abwasseraufbereitung geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen sind daher immer angepasste, standortbezogene Projektierungslösungen erforderlich. Dadurch werden die Erarbeitung von einheitlichen Lösungen zur Abwasseraufbereitung für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen und eines entsprechenden Standes der Technik wesentlich erschwert.

#### **2.4.5 Entsorgung eingedickter Schlammwässer**

Im Rahmen der Abwasseraufbereitung aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen werden immer auch Schlämme entstehen, die entsprechend zu entsorgen sind. Den Begriff Fischgülle gibt es dafür nach EG-Verordnung 1069/2009 nicht mehr.

Die Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV) gilt für unbehandelte und behandelte Bioabfälle und Gemische, die zur Verwertung als Düngemittel auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht oder zum Zweck der Aufbringung abgegeben werden sowie die Behandlung und Untersuchung solcher Bioabfälle und Gemische.

Eingedicktes Abwasser aus geschlossenen Kreislaufanlagen bzw. entsprechende Schlämme lassen sich entsprechend Anhang 1 BioAbfV (Liste der für eine Verwertung auf Flächen geeigneten Bioabfälle) folgenden Abfallbezeichnungen zuordnen: 2 01 01 - Fischteichschlamm, Fischteichsedimente und Filterschlämme aus der Fischproduktion, als Schlämme von Wasch- und Reinigungsvorgängen und 02 01 06 Tierische Ausscheidungen, Gülle/Jauche und Stallmist (einschließlich verdorbenes Stroh), Abwässer, getrennt gesammelt und extern behandelt.

Diese Bioabfälle können nach der BioAbfV ohne behördliche Zustimmung sowie ohne Behandlungs- und Untersuchungspflicht aufgebracht werden. Der Nachweispflicht entsprechend dieser Verordnung ist nachzukommen.

Die Nutzung dieser Abfallstoffe als organischer oder organisch-mineralischer Dünger wird nach Tab. 7 Abschnitt 3 der neuen Düngemittelverordnung (DüMV), die voraussichtlich 2015 in Kraft tritt, geregelt werden.

## 2.5 Quantifizierung bzw. Abschätzung der Emissionen geschlossener Kreislaufanlagen und deren Minimierung

### 2.5.1 Allgemeines

Für jede geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlage sind Verfahrensweisen bzw. Anlagen zur Abwasser- und Schlammwasseraufbereitung bzw. -entsorgung erforderlich. Für größere Anlagen wird sich eine Einleitung des aufbereiteten Abwassers in Oberflächengewässer nur in speziellen Fällen umgehen lassen.

Als Grundlage für die Gestaltung und Dimensionierung der Abwasserbehandlung müssen als Output-Werte die Abwasserkonzentrationen, die in Oberflächengewässer eingeleitet werden dürfen (s. 2.4.4), bekannt sein. Als Input-Werte müssen die Frachten bzw. Konzentrationen des Abwassers, das aus der eigentlichen Kreislaufanlage mit dem internen Reinigungssystem ausgeleitet wird, ermittelt werden.

Bei der weiteren Betrachtung werden daher die eigentliche geschlossene Kreislaufanlage einschließlich des internen Reinigungssystems und die anschließenden Anlagen und Prozesse zur Abwasseraufbereitung unterschieden (Abb. 2).

In den meisten geschlossenen Kreislaufanlagen wird das Abwasser nahezu ausschließlich in Form des Reinigungswassers der mechanischen Reinigung ausgeleitet. Das können das quasikontinuierlich anfallende Reinigungswasser der Siebtrommel- oder Diskfilter oder das quasikontinuierlich oder diskontinuierlich anfallende Reinigungswasser aus Sedimentationseinrichtungen sein. In einigen Anlantentypen, z. B. zur Aufzucht von Stören und Europäischen Welsen, fällt zusätzlich Ablaufwasser aus dem Kreislauf selbst an, das die Qualität des Fischhaltungswassers hat. Hinzu kommen diskontinuierlich abzuführende Hälterungs-, Spül- und Reinigungswässer.

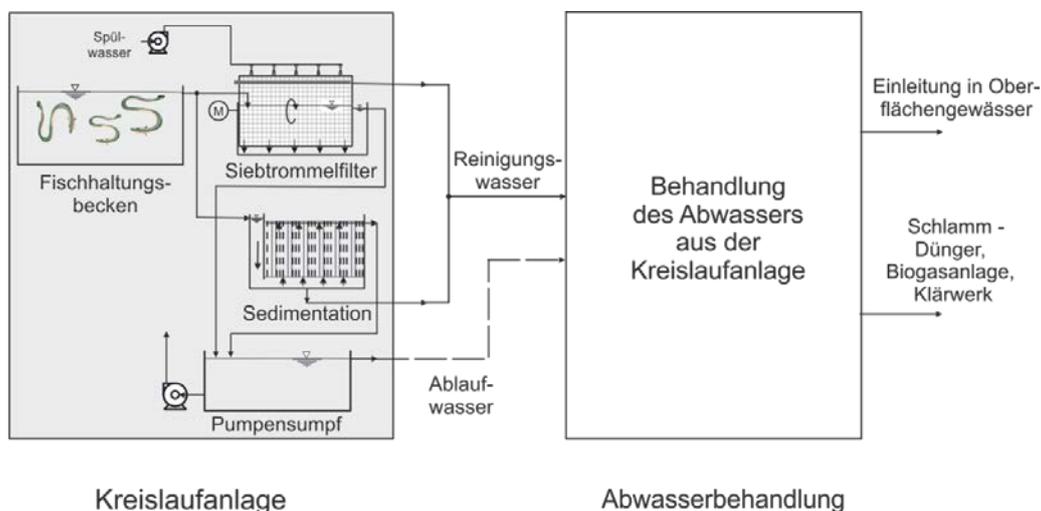


Abb. 2: Unterscheidung der eigentlichen geschlossenen Kreislaufanlage einschließlich des internen Reinigungssystems und der anschließenden Abwasseraufbereitung

Die Konzentration des Abwassers, das aus geschlossenen Kreislaufanlagen ausgeleitet wird, ist erstens von der zugeführten Frischwassermenge und der Menge und Zusammensetzung des Futters abhängig. Der zweite Einflussgrößenkomplex sind die Art und Weise der Futterumsetzung im Fischorganismus und die dadurch erzeugten Stoffwechselprodukte der Fische. Drittens sind die mechanischen, chemischen und biologischen Trennungs-, Umsetzungs- und Abbauprozesse in der internen Wasserreinigung der Kreislaufanlage zu berücksichtigen. Dabei müssen die Emissionsparameter (Phosphor, Stickstoff, organische Substanz) einzeln betrachtet werden.

Die Abwasserkonzentrationen geschlossener Kreislaufanlagen werden daher in Abhängigkeit von der Wassernutzungsintensität, der Fischart und der Fütterung sowie der Anlagengestaltung stärker variieren. Bei der Anlagengestaltung ist zusätzlich eine Unterscheidung zwischen Anlagen mit und ohne Denitrifikation erforderlich.

Als wichtige Voraussetzung für eine effektive und kostensparende Abwasserbehandlung geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen muss daher die Erzeugung geringer Abwasserfrachten bereits bei der Gestaltung und der Bewirtschaftung des Kreislaufsystems bzw. der Produktionsanlage berücksichtigt werden.

Einer genaueren Voraussage der Abwasserkonzentrationen geschlossener Kreislaufanlagen anhand von Messungen an Anlagen mit vergleichbarer Gestaltung und Betriebsweise werden aufgrund der vielfältigen Einflüsse und Schwankungen Grenzen gesetzt sein bzw. es sind sehr umfangreiche Messreihen erforderlich (s. CHEN 1997, PIEDRAHITA 2003) (s. 2.5.8).

Die andere Möglichkeit besteht in der Nutzung vorhandener Bilanzierungsansätze, die aber weiter zu entwickeln wären, um die Abwasserkonzentrationen und -frachten geschlossener Kreislaufanlagen zumindest näherungsweise darzustellen. Die verschiedenen Vorgänge in Kreislaufanlagen, die sich zum Teil nur grob erfassen lassen, können auch hier zu mehr oder weniger größeren Abweichungen von den realen Werten führen.

Letztendlich sind beide Wege zu beschreiten, um nach und nach genauere Werte für die Abwasserkonzentrationen und -frachten der Anlagen in Abhängigkeit von deren Gestaltung und Bewirtschaftung zu erhalten.

Im Folgenden werden die vorhandenen Modellansätze zur Beschreibung der Stoffströme der gewässerbelastenden Stoffe in geschlossenen Kreislaufsystemen dargestellt. Als Erstes werden die Verfahren zur Ermittlung der Emissionen des Fischbestandes betrachtet. Die ermittelten Emissionen bilden die Eingangsgrößen für das anlageninterne Wasserreinigungssystem, das aus der mechanischen Reinigung und dem Biofilter sowie gegebenenfalls einer Denitrifikationsstufe besteht. Aus der Art und Weise der stofflichen Umwandlung oder Entfernung der gewässerbelastenden Stoffe im anlageninternen Wasseraufbereitungssystem ergeben sich dann die Eingangsgrößen für eine entsprechende Abwasserbehandlungsanlage.

## **2.5.2 Rechnerische Abschätzung der Emissionsfrachten der Fische**

Die Fischproduktion, d. h. die Erzeugung von Fischzuwachs, kann nur durch den Einsatz von Futtermitteln erfolgen. Die Umsetzung des aufgenommenen Futters im Fischorganismus ist immer mit Verlusten verbunden, die zur Ausscheidung der unverdaulichen Futterbestandteile und der Endprodukte des Erhaltungs- und Energiestoffwechsels ins Wasser führen. Die Stoffwechselendprodukte der Fische gelangen zum einen als lösliche Verbindungen durch den Gasaustausch über die Kiemen sowie die Urinabgabe und zum anderen als Kot, d. h. Partikel ins Wasser (Feststoffe). Hinzu kommen in sehr geringem Umfang Futterreste.

Zur Abschätzung der Emissionen des Fischbestandes kommen biologische Methoden zur Anwendung, die ihre Grundlage in Masse- bzw. Frachtbilanzen oder energetischen Bilanzen haben (CHO u.a. 1991, CHO u.a. 1994, CHO u. BUREAU 1998, BUREAU u.a. 2003, PAPATRYPHON u.a. 2005, BRINKER u.a. 2006).

Die prinzipielle Eignung der rechnerischen Bilanzierung der Feststoff-, Phosphor- und Stickstofffrachten wurde anhand des Vergleichs mit entsprechend umfangreichen Messungen in mehreren Arbeiten bestätigt (FOY u. ROSELL 1991, CHO u.a. 1994, LEMARIE u.a. 1998, PAPATRYPHON u.a. 2005, RÜMMLER 2010, 2011, RÜMMLER u.a. 2011).

Für die Betrachtung der Erfordernisse und Wirkungsweise der mechanischen Reinigung ist in erster Linie die vom Fischbestand abgegebene Fracht der abfiltrierbaren Stoffe (Feststoffe oder partikuläre Substanz) von Bedeutung. Die Feststoffemissionen entstehen durch den Kot der Fische, der im Wasser insbesondere beim Auftreten von Turbulenzen schnell zerfällt. Hinzu kommt die im Kreislauf neu gebildete Biomasse insbesondere durch Bakterienwachstum.

Zur Bestimmung der Masse der abgegebenen Feststoffe insgesamt sowie der einzelner Feststoffkomponenten wird die Verdaulichkeit des eingesetzten Futters bzw. der einzelnen Futterbestandteile herangezogen. Dabei handelt es sich um die sog. scheinbare Verdaulichkeit (apparent digestibility), da mit dem Kot in geringem Umfang auch endogene Ausscheidungsbestandteile erfasst werden. Die Verdaulichkeit wird durch die genaue Bestimmung der einzelnen Nährstoffanteile im Futter abzüglich der jeweiligen Nährstoffanteile im Kot direkt gemessen oder aus dem Verhältnis eines unverdaulichen Markers im Futter und im Kot indirekt ermittelt (SUGIURA 2000).

In Tab. 4 sind die mittlere Zusammensetzung von drei Trockenmischfuttermitteln für Forellen und die ermittelten Werte der (scheinbaren) Verdaulichkeit angegeben (DALSGAARD u. PEDERSEN 2011). Diese Werte bzw. Fischart wurden aufgrund der Vollständigkeit der Angaben gewählt. Zusätzlich wurden weitere mittlere Werte der Verdaulichkeit angegeben (TERPSTRA u.a. 2010).

Der Trockensubstanzanteil des Futters ist in der Praxis niedriger als 95 % und wird meist mit 92 - 93 % als Mittel angegeben (TERPSTRA u.a. 2009).

Die von den Fischen insgesamt abgegebenen Feststoffe ergeben sich nach Gl. 1 (CHO u. BUREAU 1997, BUREAU u.a. 2003):

$$m_{FS}(F) = m_{Fu} * TS * 0,01 * (1 - VK_G * 0,01) \quad (Gl. 1)$$

Tab. 4: Mittlere Zusammensetzung und Verdaulichkeit von drei Trockenmischfuttermitteln für Forellen

Futterbestandteile	DALSGAARD u. PEDERSEN (2011), JOKUMSEN u.a. (2009)		Terpstra u.a. (2010)
	Anteil (%)	Verdaulichkeit (%)	Verdaulichkeit (%)
Rohprotein	46,3	93,5	94
Fett	27,5	91,2	92
NFE	12,6	66,9	88
Asche	6,9	51,9	
Rohfaser	1,4	0	0
Trockensubstanz	94,6	84,9/85,7	
Phosphor	0,98	64,2	
Bruttoenergiegehalt (MJ/kg Futter)	23,9 MJ/kg Futter		
Futterquotient (kg Futter/kg Zuwachs)	0,77		
spezifisches Bestandsmasse- wachstum (%/d)	1,97		
Stückmasse (g)	50		
mittlere täglich verabreichte Futtermenge (g/kg * d)	12		
Temperatur (°C)	12,2		

Futterverluste wurden in Gl. 1 und bei den folgenden Betrachtungen nicht berücksichtigt.

Für die weiteren Betrachtungen werden spezifische Emissionsfrachten genutzt, die auf den Fischzuwachs, die eingesetzte Futtermenge oder den Fischbestand bezogen werden (Gl. 2 - 4).

$$m_{FS}(F)_Z = FQ * TS * 0,01 * (100 \% - VK_G) * 0,01 \quad (Gl. 2)$$

$$m_{FS}(F)_{Fu} = m_{FS}(F)_Z / (FQ * TS * 0,01) = TS * 0,01 * (100 \% - VK_G) * 0,01 \quad (Gl. 3)$$

$$m_{FS}(F)_B = TFM * TS * 0,01 * m_{FS}(F)_{Fu} = TFM * TS * 0,01 * (100 \% - VK_G) * 0,01 \quad (Gl. 4)$$

Mit dem in Tab. 4 aufgeführten Wert der Verdaulichkeit der Trockensubstanz des Futters von 85 %, einem Wasseranteil des Futters von 8 %, einem Futterquotienten FQ von 1,0 kg Futter/kg Zuwachs sowie einer täglichen Fütterungsmenge (Fütterungsration) TFM von 1,4 % (14 kg/t \* d) ergibt sich ein ausgeschiedener Feststoffanteil (FS) von insgesamt 14 % der aufgenommenen Futtermasse bzw. 0,138 kg FS/kg Zuwachs bzw. 0,138 kg FS/kg Futter sowie ca. 1,8 kg/t Fischbestand \* Tag (s.a. Tab. 5). Messtechnisch werden die Feststoffe als die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe bezogen auf die Trockensubstanz (AFS) angegeben.

Die Bilanzierung der für geschlossene Kreislaufanlagen elementaren Stickstoffemissionen der Fische sowie die für die Abwasseraufbereitung und -einleitung wichtigen Phosphoremissionen lassen sich auf der Basis von Massebilanzen, die auf den Fischzuwachs bezogenen sind, ermitteln: durch das Futter zugeführter Stickstoff/Phosphor - im Fisch gebundener Stickstoff/Phosphor = Stickstoff/Phosphoremission ins Wasser.

Bei der Berechnung der Emissionen der Fische an Gesamtstickstoff (TN) (Gl. 5 - 7) wird ein mittlerer Stickstoffgehalt des Rohproteins von 16 % zugrunde gelegt (SUGIURA 2000). Der Rohprotein- bzw. Stickstoffgehalt wichtiger Fischarten ist in Tab. 6 nach verschiedenen Autoren zusammengefasst. Für Regenbogenforellen wird ein Wert von 2,72 % (27,2 g N/kg Fisch) angesetzt. Werte für Karpfen, Aal und Stör liegen bei 2,23 %, 2,7 % und 2,39 %.

$$m_{TN}(F)_Z = (x_{RP} * m_{N/RP} * FQ) - m_{TNFi} \quad (Gl. 5)$$

$$m_{TN}(F)_{Fu} = m_{TN}(F)_Z / FQ = (x_{RP} * m_{N/RP}) - (1/FQ * m_{TNFi}) \quad (Gl. 6)$$

$$m_{TN}(F)_B = TFM * m_{TN}(F)_{Fu} = TFM * [(x_{RP} * m_{N/RP}) - (1/FQ * m_{TNFi})] \quad (Gl. 7)$$

Mit den bereits aufgeführten Daten (FQ 1,0 kg/kg Zuwachs sowie TFM von 1,4 % = 14 kg/t \* d) sowie einem Stickstoffgehalt für Forellen von 2,72 % bzw. 27,2 g N/kg Fisch ergibt sich eine Gesamtstickstoffemission von 46,4 g TN/kg Zuwachs bzw. 46,4 g TN/kg Futter sowie 650 g/t Bestand \* Tag. Für die Aufzucht von Warmwasserfischen werden meist Futtermittel mit einem Rohprotein-gehalt um 40 % eingesetzt. Mit einem mittleren Stickstoffgehalt von 2,47 % dieser Fischarten ergibt sich eine Gesamtstickstoffemission von 39,3 g TN/kg Zuwachs bzw. 39,3 g TN/kg Futter sowie 550 g/t Bestand \* Tag.

Der gelöste Stickstoffanteil der Emissionen, der zu 70 - 90 % als NH<sub>3</sub> bzw. NH<sub>4</sub> über die Kiemen und zu geringerem Anteil als Harnstoff und weiteren N-Verbindungen abgegeben wird (KAUSNIK 1981, FIVELSTAD u.a. 1990, KAUSNIK u. COWEY 1991, PAPATRYPHON u.a. 2005, DALSGAARD u. PEDERSEN 2011) sowie der im Kot gebundene partikuläre Stickstoffanteil werden zuwachsbezogen nach Gl. 8 und 9 berechnet. Die Umrechnung auf die anderen Bezugsgrößen Futtermenge und Bestand erfolgt analog zu Gl. 6 und 7.

$$m_{N_{gel}}(F)_Z = (x_{RP} * m_{N/RP} * FQ * VK_{RP} * 0,01) - m_{TNFi} \quad (Gl. 8)$$

$$m_{N_{par}}(F)_Z = [x_{RP} * m_{N/RP} * FQ * (1 - VK_{RP} * 0,01)] \quad (Gl. 9)$$

Ermittelte Werte des partikulären Stickstoffs, vorrangig aus Untersuchungen mit Regenbogenforellen, liegen im Bereich von 7 - 32 % (CRIPPS u. BERGHEIM 2000, BUREAU u.a. 2003, BRINKER u.a. 2006, SINDILARIU 2007, ROQUE D' ORBCASTEL u.a. 2008, DALSGAARD u. PEDERSEN 2011).

Die gelösten und partikulären Stickstoffemissionen in Tab. 5 ergeben mit dem in Tab. 4 angegebenen Wert für die Proteinverdaulichkeit: gelöst 42 g N/kg Zuwachs bzw. kg Futter und partikulär 4,4 g N/kg Zuwachs bzw. kg Futter.

Mit derselben Massebilanz, wie für Stickstoff lassen sich auch die Phosphoremissionen der Fische ermitteln:

$$m_{TP}(F)_Z = (x_P * FQ) - m_{PFi} \quad (Gl. 10)$$

$$m_{P_{gel}}(F)_Z = (x_P * FQ * VK_P * 0,01) - m_{PFi} \quad (Gl. 11)$$

$$m_{TPpar}(F)_Z = [x_P * FQ * (1 - VK_P * 0,01)] \quad (Gl. 12)$$

Der Phosphorgehalt von Forellen liegt bei 0,43 % = 4,3 g P/kg Zuwachs (s. SCHRECKENBACH u.a. 2001). Werte für Karpfen, Aal und Stör betragen 0,48 %, 0,39 % und 0,44 % (Tab. 6).

Verschiedene Untersuchungen ergaben einen partikulären P-Anteil der Emissionen von Forellen im Bereich von 32 bis nahe 100 % (CRIPPS u. BERGHEIM 2000, BRINKER u.a. 2006, SINDILARIU 2007, ROQUE D' ORBCASTEL u.a. 2008, EDING u.a. 2009, AZEVEDO u.a. 2011, DALSGAARD u. PEDERSEN 2011). Für andere Fischarten liegen nur wenige Daten vor.

Für die Phosphorverdaulichkeit wurden von BUREAU u.a. (2003) (60 %) und PAPATRYPHON u.a. 2005 (65 %) ähnliche Werte wie in Tab. 4 angegeben. Die Einzelwerte der drei Futtermittel, deren Mittelwert in Tab. 4 angegeben wurde, reichen von 58 - 75 % (DALSGAARD u. PEDERSEN 2011).

Der P-Anteil der Emissionen in gelöster (und suspendierter) Form ist im Regelfall sehr niedrig, solange der P-Bedarf des Fisches durch den für den Stoffwechsel verfügbaren Phosphor abgesichert ist. Bei einem Überangebot von verfügbarem Phosphor kommt es bei Regenbogenforellen zu einem rapiden Anstieg des löslichen P-Emissionen (ab ca. 5,6 g P/kg Futter) (DALSGAARD u. PEDERSEN 2011).

Mit den zugrunde gelegten Daten (FQ 1,0 kg/kg Zuwachs sowie TFM von 1,4 % = 14 kg/t \* d) sowie einem Phosphorgehalt für Forellen von 4,3 g P/kg Zuwachs ergibt sich eine Gesamtposphoremission von 5,7 g TP/kg Zuwachs bzw. kg Futter sowie ca. 80 g/t Bestand \* Tag (Tab. 5). Die partikuläre TP-Fracht liegt bei 3,6 g TP/kg Futter und die gelöste bei 2,1 g TP/kg Futter.

Mit Nährstoffemissionsbilanzen können zwar die stark streuenden täglichen Frachten nicht exakt vorausgerechnet werden, sie sind jedoch gut geeignet, die mittleren Emissionen für einzelne Tage oder längere Zeiträume mit ausreichender Genauigkeit wiederzugeben. Weiterhin lassen sich derartige Berechnungen flexibel an andere Futterzusammensetzungen und auch veränderte Bedingungen, wie z. B. Fischart und Futtermittelverwertung, anpassen.

Zur Bilanzierung des Sauerstoffbedarfs zum Abbau der organischen Substanz als chemischer Sauerstoffbedarf CSB wurden verschiedene Ansätze erarbeitet, die aber noch keine vollständige Lösung darstellen.

NIJHOF (1994) und DALSGAARD und PEDERSEN (2011) haben Beziehungen zur Ermittlung des CSB des Kots der Fische durch Summation des CSB seiner Bestandteile angegeben.

Für die einzelnen Nährstoffarten gelten folgende CSB-Werte, die sich aus dem Energiegewinn pro Masseinheit (thermodynamischer Brennwert) bzw. Liter verbrauchtem Sauerstoff beim Abbau der Nährstoffe (oxikalorisches Äquivalent) ergeben (s. JOBLING 1994):

Proteine (RP): 1,77 g CSB/g Rohprotein (RP)

Fette (RF): 2,88 g CSB/g Rohfett (RF)

Kohlenhydrate und Rohfaser (KH): 1,17 g CSB/g Kohlenhydrate (KH)

Die CSB-Werte der einzelnen Kotbestandteile werden zuwachsbezogen nach Gl. 13 bis 15 berechnet. Der CSB des Kots insgesamt wird zuwachsbezogen nach Gl. 16 bestimmt. Dabei wird entsprechend Gl.12 vorgegangen.

$$m_{CSB RP par}(F)_Z = [x_{RP} * FQ * (1 - VK_{RP} * 0,01)] * 1,77 \text{ g CSB/g RP} \quad (Gl. 13)$$

$$m_{CSB RF par}(F)_Z = [x_{RF} * FQ * (1 - VK_{RF} * 0,01)] * 2,88 \text{ g CSB/g RF} \quad (Gl. 14)$$

$$m_{CSB KH par}(F)_Z = [x_{KH} * FQ * (1 - VK_{KH} * 0,01)] * 1,17 \text{ g CSB/g KH} \quad (Gl. 15)$$

$$m_{CSB par}(F)_Z = m_{CSB RP par}(F)_Z + m_{CSB RF par}(F)_Z + m_{CSB KH par}(F)_Z \quad (Gl. 16)$$

Die Vorgehensweise bei diesen Berechnungen ist in Tab. 7 dargestellt.

Bei DALSGAARD und PEDERSEN (2011) stimmten die berechneten mit den gemessenen CSB-Werten des Kots annähernd überein (90 %). Dasselbe gilt prinzipiell auch für die Untersuchungen von NIJHOF (1994).

Ein zusammengefasster Ansatz für die Berechnung des vergleichbaren  $BSB_{total}$  des Kots wurde von BRINKER u.a. (2006) angegeben (Gl. 17):

$$m_{BSB_{total\ par}(F)_Z} = (x_{OS} * FQ * (100 \% - VK_{OS}) * 0,01 * BE_{OS}) / 13,6 \text{ MJ/kg O}_2 \quad (\text{Gl. 17})$$

In dieser Formel ist ein Mittelwert des oxikalorischen Äquivalents einer bestimmte Kotzusammensetzung zugrunde gelegt.

Bei den Versuchen von DALSGAARD und PEDERSEN (2011) ergab die CSB-Bilanzierung des Kots 198 g/kg Futter bzw. in einer zweiten Messung 221 g/kg Futter. Eine weitere CSB-Bilanzierung wurde von EDING u.a. (2009) für *Niltilapia* durchgeführt. Der CSB-Anteil im Kot betrug als Mittel von zwölf Becken 179 g/kg Futter. Die Einzelwerte der zwölf Becken unterschieden sich nur geringfügig.

Neben dem CSB des abgegebenen Kots hat auch der CSB der organischen Substanz, die in gelöster Form ins Wasser gelangt, einen nicht unbedeutenden Anteil an den CSB-Emissionen insgesamt. Es kann sich dabei um sofort lösliche organische Bestandteile des Kots oder um im Urin vorhandene organische Substanz handeln (EDING u.a. 2009, DALSGAARD u. PEDERSEN 2011).

Zur Abschätzung dieses CSB-Anteils gingen EDING u.a. (2009) von dem Ansatz nach Gl. 18 aus. Der gelöste CSB ( $m_{CSB\ gel}(F)$ ) wird durch Subtraktion der Summe des im Fisch retinierten CSB ( $m_{CSB\ Retention}(F)$ ), des im Kot partikulär gebundenen CSB ( $m_{CSB\ par}(F)$ ) und des CSB, der für die Atmung benötigt wird ( $m_{CSB\ Atmung}(F)$ ) von dem CSB des verabreichten Futters  $m_{CSB}(Fu)$  bestimmt. Die Ermittlung des für die Atmung benötigten CSB wird auf der Grundlage einer entsprechenden energetischen Betrachtung nach Gl. 19 vorgenommen. Dabei wird der im Fischkörper nicht retinierte Anteil der metabolischen (umsetzbaren) Energie zuzüglich des Erhaltungsenergiebedarfes ermittelt.

$$m_{CSB\ gel}(F) = m_{CSB}(Fu) - m_{CSB\ Retention}(F) - m_{CSB\ par}(F) - m_{CSB\ Atmung}(F) \quad (\text{Gl. 18})$$

$$m_{CSB\ Atmung}(F)_Z = ((ME_M + (1 - k_g) * ER) / OCE) * FQ / TFM \quad (\text{Gl. 19})$$

$$m_{CSB\ Atmung}(F)_Z = ((ME_M + ((1 - k_g)/k_g) * ER) / OCE) * FQ / TFM \quad (\text{Gl. 19a})$$

Die Effizient des Energieansatzes  $k_g$  wird in anderen Arbeiten auch als Teilwirkungsgrad der umsetzbaren Energie (ME) bezeichnet und als  $k_g = ER/(ME - ME_m)$  definiert (KIRCHGESSNER u.a. 1984, SCHWARZ u. KIRCHGESSNER 1995). Auf dieser Grundlage müsste Gl. 19 die Form von Gl. 19a haben.

Für Satzkarpfen wurden bei den für die Aquakultur typischen Werten der täglich verabreichten Futtermenge  $k_g$ -Werte im Bereich von 0,6 - 0,7 ermittelt (KIRCHGESSNER u.a. 1984, MEYER-BURGDORFF u.a. 1989, SCHWARZ u. KIRCHGESSNER 1995). Als Mittelwert kann 0,65 festgelegt werden. Für den Erhaltungsbedarf von Karpfen können als Mittel verschiedener Studien ca. 57 kJ umsetzbare Energie (ME)/kg Stückmasse<sup>0,8</sup> (MEYER-BURGDORFF u.a. 1989, SCHWARZ u. KIRCHGESSNER 1995) angesetzt werden. Im Rahmen dieser Arbeiten schlugen MEYER-BURGDORFF u.a. (1989) für das oxikalorische Äquivalent einen Wert von 14,8 kJ/gO<sub>2</sub> vor. Weitere Untersuchungen mit *Niltilapia* ergaben einen  $k_g$ -Wert von 0,67 und einen Erhaltungsbedarf von 57 kJ ME/kg Stückmasse<sup>0,8</sup> (MEYER-BURGDORFF u.a. 1989a) bzw. 0,62 und 66 kJ DE (verdauliche Energie/kg Stückmasse<sup>0,8</sup> bei 29 °C) (LUPATSCH 2008).

Bei den Versuchen von DALSGAARD und PEDERSEN (2011) wurde auch der CSB der gelösten und suspendierten Emissionen der Fische messtechnisch erfasst. Dieser Anteil lag bei 81 g/kg Futter, d.h. bei 40 % des partikulären Anteils. Der ermittelte CSB-Wert insgesamt betrug 279 g/kg Futter. EDING u.a. (2009) ermittelten einen CSB-Wert der Emissionen insgesamt von 303 g/kg Futter und einen durch Bilanzierung bestimmte gelöste mittlere CSB-Emission (Gl. 18 u. 19) von 124 g/kg

Futter. Der Anteil der gelösten CSB-Emissionen betrug demnach 41 % der CSB-Emissionen insgesamt und 69 % des Anteils im Kot.

Mit der korrigierten Gleichung 19a und den Werten nach Tab. 4 ergibt sich ein Mittelwert der CSB-Emissionen insgesamt von 267 g/kg Futter. Der Mittelwert für den bilanzierten Rest, der seine Ursache im CSB der gelösten organischen Ausscheidungen haben dürfte, ist nach Gl. 19a mit durchschnittlich 89 g CSB/kg Futter geringer. Der Anteil an den CSB-Emissionen insgesamt beträgt 33 % und liegt bei 50 % des Anteils im Kot. Infolge der Streuungen, die sich bei den Bilanzierungen dieses CSB-Anteils für die einzelnen Becken bei EDING u.a. (2009) ergaben, ist die Festlegung eines Wertes von 40 - 50 % der CSB-Emissionen des Kots für die gelösten CSB-Emissionen sinnvoll. Auf dieser Basis lassen sich die CSB-Emissionen insgesamt zumindest überschlägig bestimmen.

Tab. 5: Berechnung der Emissionsfrachten an Feststoffen (FS), Stickstoff (TN und N<sub>anorg</sub>) und Phosphor (TP) für Regenbogenforellen (46 % Rohprotein und 1,0 % Phosphor des Futters, Futterquotient 1,0 kg Futter/kg Zuwachs, Fütterungsration 1,4 %/d)

	<b>Feststoffe</b>	<b>Stickstoff</b>	<b>Phosphor</b>
Anteil im Futter (g/kg Futter)	920	460*	10
FQ (kg Zuwachs/kg Futter)	1,0	1,0	1,0
Verdaulichkeit (%)	85	94	64
tägliche Futtermenge (kg/t*d)	14	14	14
N-Gehalt des Rohproteins (%)		16	
Input mit Futter (g/kg Fischzuwachs)	920	73,6	10,0
unverdaut im Kot (g/kg Fischzuwachs)	138	4,4	3,6
verdaute Menge (g/kg Fischzuwachs)	782	69,2	6,4
Anteil im Fisch (g/kg Fisch)		27,2	4,3
Exkretion gesamt:			
zuwachsbezogen (g/kg Fischzuwachs)	138	46,4	5,7
futterbezogen (g/kg Futter)	138	46,4	5,7
bestandsbezogen (g/t*d)	1.777	649,6	79,8
Exkretion gelöst/partikulär:			
futterbezogen gelöst (g/kg Futter)	0	42,0	2,1
futterbezogen partikulär (g/kg Futter)	138	4,4	3,6

\* Rohprotein

### 2.5.3 Emissionsverringerng durch Futtermittel, Fütterung, Bestandsmanagement und -führung

Entscheidenden Einfluss auf die Verringerung der Emissionen der aufgezogenen Fische und damit auch der Abwasserfrachten geschlossener Kreislaufanlagen hat ein hoher Grad der Futtermittelnutzung, d. h. ein niedriger Futterquotient FQ bzw. eine hohe Retention der einzelnen Futterbestandteile im Fischorganismus. Dabei sind immer Unterschiede nach Fischart und -alter, Temperatur und Produktionssystem zu beachten (v. RIJN 2013).

Die Emissionen der Abwasserparameter Phosphor, Stickstoff und organische Substanz werden in erster Linie durch den Einsatz von Hochenergiefuttermitteln mit optimiertem Energie/Protein-Verhältnis und physiologisch ausgewogenen Futterkomponenten minimiert (s. HEINEN u.a. 1996).

Tab. 6: Zusammensetzung des Fischkörpers verschiedener Fischarten nach Literaturangaben

Art	Trockensubstanz (%)	Bruttoenergie (MJ/kg)	Rohprotein (%)	Rohfett (%)	NFE (%)	N (%)	P (%)	Asche (%)	
Regenbogenforelle	31,44	8,76	16,99	11,57	0,66	2,72	0,43		SCHRECKENBACH u.a. 2001
Karpfen	26,78	6,98	13,94	8,47	1,56	2,23	0,48		
Aal	37,82	11,49	16,88	18,29	0,89	2,7	0,39		
Stör (A. baeri)	26,61	7,09	14,93	8,54	0,7	2,39	0,44		
Regenbogenforelle		7,10	15,79	8,73		2,53	0,36		BUREAU u.a. 2003
Regenbogenforelle	31,47	8,87	12,27	12,27		2,62	0,44	2,4	AZEVEDO u.a. 1998
Aal	39,80		15,00	22,00	0,00	2,40	0,25		NIJHOF 1994
Niltilapia		7,60	16,07	9,46	2,57	2,57	0,69	4,06	EDING u.a. 2009
Niltilapia		6,43	16,00	8,50		2,56	0,78		CHOWDHURY u.a. 2013

Tab. 7: Bilanzierung des chemischen Sauerstoffbedarfs CSB zum Abbau der organischen Substanz der Emissionen der Fische

	Futterzusammensetzung (%)	thermodynamischer Brennwert (MJ/kg)	Bruttoenergie (MJ/kg Futter)	Verdaulichkeit (%)	Energie im Kot (MJ/kg Futter)	Oxikalorisches Äquivalent MJ/kgO <sub>2</sub>	g CSB im Kot/kg Futter	kg CSB gelöst/kg Futter	kg CSB gesamt/kg Futter
Protein	46,3	23,7	10,98	93,5	0,72	13,36	54	abgeschätzt 50 % des CSB im Kot	
Rohfett	27,5	39,5	10,85	91,2	0,96	13,72	70		
NfE	12,6	17,2	2,16	66,9	0,71	14,74	48		
Asche	6,9	0	0,00	51,9	0,00				
Rohfaser	1,4	17,2	0,24	0	0,24	14,74	16		
Phosphor	1,0		0,00	64,2					
Wassergehalt	5,4		0,00						
Trockensubstanz	94,6								
<b>Gesamt</b>	<b>100</b>		<b>24,23</b>		<b>2,63</b>		<b>188</b>	<b>94</b>	<b>282</b>

Zusätzlich werden die Phosphoremissionen durch die Verwendung von Futtermitteln mit geringem Phosphorgehalt und hoher Phosphorverdaulichkeit bzw. Phosphorverfügbarkeit verringert.

Die heute erreichbaren Werte des Futterquotienten FQ der Warmwasserfischproduktion liegen in der Regel im Bereich von 0,8 bis 1,4 kg Futter/kg Zuwachs (z. B. GEBR. POMMEREHNE GBR u.a. 2010, BÖER 2009, EDING u. KAMSTRA 2002, EDING u.a. 2009, GIBERSON u. LITVAK 2003, v. RIJN 2013, RÜMMLER u.a. 2011). Seltener werden höhere Werte angegeben (v. RIJN 2013). Insbesondere bei der Störaufzucht zur Kaviarerzeugung tritt bei Fischen von mehreren Kilogramm auch eine deutlich schlechtere Futtermittelverwertung auf.

Es sollten Futtermittel mit Kotstabilisatoren eingesetzt werden bzw. deren Entwicklung für alle Fischarten weiter vorangetrieben werden (BRINKER 2007, 2009, 2009a). Dadurch kann der Phosphorausstrag in partikulärer Form erhöht werden. Die Kotpartikel zerfallen im Wasser schnell, insbesondere unter dem Einfluss von Wasserturbulenzen. Die sofort einsetzenden Rücklösungen, besonders von Phosphor und organischer Substanz in das Wasser werden dadurch verstärkt. Diese Prozesse sind am intensivsten innerhalb der ersten Minuten bis Stunden nach der Kotentstehung (s. 2.5.4.2).

Weiterhin ist eine bedarfsgerechte Futtermenge durch geeignete Fütterungstechnologien zu erreichen, um Futtermittelverluste zu vermeiden.

Neben der Qualität der Futtermittel und der bedarfsgerechten Futtermenge hat in der Praxis die kontinuierliche Aufrechterhaltung einer optimalen Wasserqualität, d. h. ein entsprechendes Anlagenmanagement, entscheidenden Einfluss auf die Futtermittelverwertung (MARTINS u.a. 2010, v. RIJN 2013). Zur Begrenzung der Frachten und Konzentrationen der gewässerbelastenden Stoffe am Auslauf geschlossener Kreislaufanlagen und damit des Aufwandes für die anschließende Abwasseraufbereitung muss ein entsprechendes Bestandsmanagement erfolgen, mit dem große Schwankungen des Haltebestandes und der Futtermenge in der Gesamtanlage vermieden werden.

## **2.5.4 Stoffumwandlung oder -entfernung im internen Reinigungssystem und ausgeleitete Frachten**

### **2.5.4.1 Allgemeines**

Wie bereits unter 2.5.1 dargestellt, spielen sich im internen Reinigungssystem geschlossener Kreislaufanlagen verschiedene Trennungs-, Umsetzungs- und Abbauprozesse der gewässerbelastenden Stoffe Phosphor, Stickstoff und organische Substanz ab. Diese werden durch die Anlagengestaltung und die Betriebsweise beeinflusst und führen zu Frachten und Konzentrationen im ausgeleiteten Wasser, die für organische Substanz und Stickstoff im Mittel unter den Emissionswerten der Fische liegen (LAWA 2003, SUMMERFELT u. VINCI 2004). Insbesondere sind dabei die Effektivität der mechanischen Reinigung, der Abbau der organischen Substanz und die Arbeitsweise der Nitrifikation und Denitrifikation von Bedeutung.

Modelle zur quantitativen Darstellung dieser Prozesse sind noch Neuland. Ein erstes Modell, dessen Überprüfung und Anpassung in einer Tilapiaanlage erfolgte, wurde von EDING u.a. (2009) erarbeitet. Darauf wird im weiteren Bezug genommen.

### **2.5.4.2 Einfluss der mechanischen Reinigung**

Aus dem Kot der Fische gehen vor allem Phosphor und organische Substanz aber auch Stickstoff sehr schnell in Lösung oder werden durch chemische Auswaschung und mikrobielle Freisetzung nach und nach im Wasser rückgelöst („leaching“). Der Umfang dieses Stoffübergangs steigt je kleiner die Partikel sind und je länger sie im Wasser verbleiben (SUMMERFELT 1999, BRINKER u.a. 2006, BRINKER 2007, SUMMERFELT u. VINCI 2008).

Verschiedene Untersuchungen haben ergeben, dass in den ersten Stunden bis zu einem Tag nach der Kotabgabe bzw. -ablagerung sehr viel höhere Rücklösungsraten des Phosphors, Stickstoffs und der organischen Belastung auftreten als in den folgenden Tagen (GARCIA-RUIZ u. HALL 1996, STEWART u.a. 2006, RÜMMLER u.a. 2012). Insbesondere beim Phosphor wurden die höchsten Raten der Rücklösung bereits nach wenigen Minuten (PHILLIPS u.a. 1993) bis Stunden (GARCIA-RUIZ u. HALL 1996, STEWART u.a. 2006) festgestellt. Zusätzlich setzt bei ausreichendem Sauerstoff schnell der Abbau der organischen Substanz ein (MAILLARD u.a. 2005, BOYD 1995).

Da der Kot infolge seiner Instabilität, der auftretenden Wasserturbulenzen und der zum großen Teil vorhandenen Passage durch Mikrosiebe schnell in ein breites Spektrum kleinerer Partikel zerfällt, sinkt der partikulär gebundene Anteil der drei Belastungsparameter in kurzer Zeit zu Gunsten ihres gelösten Anteils. Demgegenüber steht aber ein geringer Anteil, der aus der gelösten Phase infolge der Neubildung von Biomasseteilchen, insbesondere durch das Wachstum oder die Aneinanderlagerung von Bakterien, wieder partikulär gebunden wird.

Zur Sicherung der Funktionstüchtigkeit des Nitrifikationsprozesses in geschlossenen Kreislaufanlagen ist eine ausreichende Feststoffabscheidung, die eine geringe organische Belastung des Kreislaufwassers gewährleistet, eine Grundvoraussetzung. Als Orientierung für die einzuhaltende organische Belastung wird für Warmwasserbedingungen ein  $BSB_5/NH_4-N$ -Verhältnis im Bereich von 1,8 - ca. 4 bzw. ein CSB/Stickstoff-Verhältnis unter 1,0 - 1,3 angegeben (EDING u.a. 2006, CHEN u.a. 2006).

Einrichtungen der mechanischen Reinigung sollten daher unmittelbar nach den Fischhaltungsbecken und vor dem Biofilter angeordnet werden und eine sofortige und kontinuierliche Entnahme der Kotpartikel mit geringen mechanischen Belastungen ermöglichen, um die Rücklösungs- und Zerfallsprozesse des Kots zu minimieren (SUMMERFELT 1999, SUMMERFELT u. VINCI 2008).

Zur schnellen kontinuierlichen Entnahme der Feststoffe sind Siebfilter (Siebtrommelfilter oder Diskfilter) mit möglichst geringer Maschenweite am besten geeignet (PIEDRAHITA 2003). Überwiegend werden in Warmwasser-Kreislaufanlagen Filter mit Maschenweiten von 40 - 100  $\mu m$  eingesetzt (eigene Erhebungen 2014).

Nach verschiedenen Untersuchungen meist aus Forellen-Durchflussanlagen liegt die Entnahmerate abfiltrierbarer Stoffe (AFS) bei Maschenweite von 60 - 80  $\mu m$  im Bereich von 30 bis über 90 % (BERGHEIM u.a. 1993a, WEDEKIND u.a. 1995, EICHHOLZ 1997, KELLY u.a. 1997, CRIPPS u. BERGHEIM 2000, BRINKER u.a. 2006, SINDILARIU u.a. 2009, TIMMONS u. a. 2010). Als Mittel können Werte von 65 % angenommen werden. Es wird Schlamm mit relativ geringer Feststoffkonzentration von ca. 500 bis über 3.000 mg/l AFS (0,05 - > 0,3 % Trockensubstanz TS) (HEINEN u.a. 1996, EBELING u.a. 2006, LOIX 2007, EICHHOLZ 1997, RÜMMLER u.a. 2011, eigene Erhebungen 2014) bei einem Wasserbedarf von ca. 0,2 - 2 % des gefilterten Wasserdurchsatzes erzeugt (SUMMERFELT 1999). In Produktionsanlagen mit geringem spezifischen Frischwassereinsatz besteht meist die gesamte Abwassermenge aus Reinigungswasser des Siebfilters und wird durch die Spülwassermenge bzw. der Dauer der Spültakte eingestellt. Im letzteren Fall erfolgt die Frischwasserzufuhr automatisch über eine Regelung des Wasserstandes.

In der Literatur werden für die Entnahmeraten der einzelnen Wasserparameter durch Siebtrommelfilter, meist aus Forellen-Durchflussanlagen, weite Bereiche angegeben: 19 - 91 % Feststoffe, 47 - 84 % TP, 21 - 80 %  $BSB_5$  und 7 - 32 % TN (BRINKER u.a. 2006). Diese Streuungen ergeben sich durch die Abhängigkeit der Entnahmeraten von der Zulaufbelastung und einer Reihe weiterer Einflussgrößen. Verschiedene Untersuchungen zur Ermittlung der Entnahmeraten von Siebtrommelfiltern mit der häufig eingesetzten Maschenweite von 60  $\mu m$  ergaben folgende Mittelwerte: 65 % AFS, 46 % TP, 30 %  $BSB_5$ , 31 % CSB sowie 14 % TN (BERGHEIM u.a. 1993a, EIKEBROKK u. ULGENES 1993, WEDEKIND u.a. 1995, EICHHOLZ 1997, CRIPPS u. BERGHEIM 2000, SINDILARIU u.a. 2009, RÜMMLER u.a. 2011). Aufgrund der unterschiedlichen Partikelgrößenverteilungen sind die angegebenen Werte der AFS-Entnahmerate in Durchflussanlagen teilweise höher als in geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen.

In den Anlagen für Afrikanische Welse mit Stationärtropfkörper als Biofilter werden Sedimentationsbecken mit Einbauten zur mechanischen Reinigung eingesetzt (POMMEREHNE GBR u.a. 2010). Die Becken werden täglich abgelassen und zusammen mit den Füllkörperpackungen gründlich gereinigt. Die Rücklösungsvorgänge von Phosphor, Ammonium und organischer Substanz dürften während dieser Zeitspanne bereits einsetzen (s.a. CRIPS u. KELLY 1996). Konkrete Angaben darüber liegen nur für längere Zeiträume zwischen den Schlammnahmen vor (s. 2.6.2).

Die Anlagen für Europäische Welse, die mit einem getauchten Tropfkörper mit HP-Förderer ausgerüstet sind, besitzen trichterförmige Sedimentationsbecken, in denen die abgesetzten partikulären Substanzen mit Hilfe von HP-Förderern zyklisch aus dem Kreislauf entfernt werden (BÖER, M. 2009). Angaben über die Effektivität liegen nicht vor.

Der überwiegende Teil des Kots mit hohem TP- und CSB-Anteil und einem ebenfalls nicht unbedeutenden TN-Anteil sollte mit dem Abwasser schon nach wenigen Minuten aus der Kreislaufanlage entfernt worden sein und dabei solange wie möglich in der partikulären Form der Fischausscheidungen gehalten werden. Damit wird auch ein wesentlicher Beitrag zur Sicherung einer guten Wasserqualität für die Fische geleistet.

Mit den Verfahren der Siebung und Sedimentation werden Partikel mit einer Größe über 40 - 100 µm entfernt (SUMMERFELT u. VINCI 2008). Für die in geschlossenen Kreislaufanlagen akkumulierenden feindispersen Partikel mit kleinerem Durchmesser müssen zusätzlich andere Verfahren, wie z.B. Ozonisierung und Flotation eingesetzt werden (SUMMERFELT u. VINCI 2008).

Eine Möglichkeit, den Kot bereits aus den Fischbecken konzentriert zu entnehmen, ist die Verwendung von Rundbecken mit zwei Abläufen sog. Dual-Drain-Becken (Cornellbecken) (TIMMONS u.a. 1998, DAVIDSON u. SUMMERFELT 2004). Diese besitzen einen Bodenablauf durch den die suspendierte und absetzbare partikuläre Substanz mit einem geringen Wasserdurchfluss von 5 - 20 % des Gesamtdurchflusses entnommen wird. Die größere Wassermenge (80 - 95 %) wird mit Hilfe eines höheren seitlichen Ablaufs aus dem durchmischten Wasserkörper entnommen. Beide Wasserströme werden zunächst getrennt mechanisch gereinigt. Untersuchte Verfahren für die Reinigung des geringen höher belasteten Wasserstromes sind Siebfilter, Hydrozyklone und Radialabsetzbecken (Dortmundbrunnen) (LEKANG u.a. 2000, DAVIDSON u. SUMMERFELT 2005, SUMMERFELT u. PENNE 2005).

Eine Anlage in Deutschland zur Tilapiaaufzucht arbeitet ebenfalls mit Dual-Drain-Becken (s. ANONYM 2012). Der Ablauf aus der höheren durchmischten Beckenzone wird hier einem Absetzbecken mit Einbauten zugeführt.

Für die Abwasserbehandlung hat eine effektive mechanische Reinigung in einer Reihe von Fällen ebenfalls eine große Bedeutung. Verlässt die Kreislaufanlage nur ein Wasserstrom, der anschließend einer Abwasseraufbereitungsanlage mit drei Reinigungsstufen oder der Kanalisation zugeführt wird, so ist die möglichst lange Bindung der gewässerbelastenden Stoffe in partikulärer Form in der Kreislaufanlage nicht von Bedeutung. Werden aber Verfahren wie Klärteiche oder Pflanzenkläranlagen eingesetzt, für die eine Vorbehandlung mindestens in Form einer zweiten Fest-Flüssig-Trennung sinnvoll oder erforderlich ist, ist auch die Realisierung einer effektiven primären mechanischen Reinigung zur schnellen und möglichst weitgehenden Entfernung der partikulären Bestandteile eine wichtige Voraussetzung.

### **2.5.5.3 CSB**

Der mikrobielle Abbau der zur Verringerung der Fracht der organischen Substanz am Auslauf der geschlossenen Kreislaufanlage gegenüber den Emissionen der Fische führt, kann am besten auf der Basis des CSB bilanziert werden. Die CSB-Frachten dienen als gemeinsamer Parameter zur Beschreibung des organischen Anteils der Ausscheidungen der Fische, der mechanischen Trennungsvorgänge der Ausscheidungen und neu gebildeter partikulärer Biomasse sowie der mikrobiellen Umwandlungs- und Abbauprozessen im internen Reinigungssystem der Kreislaufanlage (EDING u.a. 2009). Letztendlich sollen auf dieser Basis die Frachten des Abwassers aus der Kreislaufanlage

abgeschätzt werden. Die dabei betrachteten Abbauprozesse organischer Substanz durch heterotrophe Bakterien, werden aber in starkem Maße von der speziellen Systemkonfiguration abhängig sein (v. RIJN 2013).

Die folgende Darstellung erfolgt in Anlehnung an die Vorgehensweise von EDING u.a. (2009) und es werden die futterbezogenen Frachten der Emissionen der Fische nach Tab. 5 und 7 als Ausgangswerte genutzt.

Bei der Betrachtung der Stoffflüsse der organischen Substanz im Reinigungssystem geschlossener Kreislaufanlagen müssen folgende Vorgänge betrachtet werden:

- Entnahme eines Teils der partikulären Substanz (Trennungsprozess) durch die mechanische Reinigung
- bakterieller Abbau (Oxidation) der gelösten, suspendierten und restlichen partikulären organischen Substanzen durch heterotrophe Bakterien
- bakterielle Nitrifikation, d. h. die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat, durch autotrophe Bakterien
- Denitrifikation durch fakultativ heterotrophe Bakterien.

In der Praxisstudie von EDING u.a. (2009) wurde ein Siebtrommelfilter mit 80 µm Maschenweite eingesetzt und von einer Entnahmerate der partikulären Substanz aller gewässerbelastenden Stoffparameter von 65 % ausgegangen. Weiterhin wurde von einer Oxydation des gelösten CSB von 50 % ausgegangen (EDING u.a. 2009). In Tabelle 8 ist die CSB-Bilanzierung dargestellt.

Tab. 8: Futterbezogene CSB-Bilanzierung einer geschlossenen Kreislaufanlage auf der Grundlage von EDING u.a. (2009) sowie den futterbezogenen Emissionsfrachten des Fischbestandes nach Tab. 5 und 7, alle Werte in g CSB/kg Futter

	<b>partikulär</b>	<b>gelöst</b>	<b>Summe</b>
Emissionen Fische	188	94	282
CSB nach Siebtrommelfilter, Entnahmerate 0,65	122	160	
Gelöster CSB-Anteil aus dem Biomasse aufgebaut wird (Oxidationsrate des gelösten CSB in der Anlage 0,5)		80	
CSB des Biomasseertrags partikulär aus CSB gelöst (0,3 g CSB/g CSB Substrat)	22,3		
CSB des Biomasseertrags partikulär aus der Nitrifikation (0,26 g CSB/g CSB Substrat) nach Siebtrommelfilter	7,4		
CSB des Biomasseertrag partikulär aus diffuser Denitrifikation (0,35 g CSB/g CSB Substrat) nach Siebtrommelfilter	2,8		
Abwasser	155	40	195

Die in Tab. 8 bilanzierten CSB-Frachten sind um ca. 31 % geringer als die bilanzierten CSB-Emissionen des Fischbestandes.

Die Reduzierung der CSB-Fracht der Emissionen der Fische durch das interne Reinigungssystem, die sich aus Berechnungen und Messungen in der Tilapiaanlage (EDING u.a. 2009) ergab, lag bei 38 bzw. 32 %. Die CSB-Frachtwerte des Abwassers betragen bei der mittleren Futtermenge 205 g CSB/kg Futter und bei der höchsten Futtermenge 189 g CSB/kg Futter. Für die größte Aalanlage in den Niederlanden wurde die CSB-Reduzierung ebenfalls mit 30 % angegeben (KAMSTRA u.a. 2001). Berechnungen nach den Angaben von CHEN u.a. (2002) und LOSORDO u.a. (2003) aus einer Tilapiaanlage mit Stationärtropfkörper und Siebtrommelfilter mit 40 µm Maschenweite ergaben eine CSB-Fracht von 215 g/kg Futter. Dabei handelt es sich aber um einen Mindestwert, da die CSB-Masse in den Schlammsammlern der Dual-Drein-Becken nicht berücksichtigt wurde. Aus einer

teilgeschlossenen Kaltwasserkreislaufanlage liegt ein mittlerer Frachtwert von 250 g CSB/kg Futter vor (JOKUMSEN u.a. 2009).

Die CSB-Frachten, die von einer geschlossenen Kreislaufanlage abgegeben werden, können weiterhin durch den Einsatz einer Denitrifikation, die mit dem Reinigungswasser aus dem Siebtrommelfilter gespeist wird, gesenkt werden. Unter 2.5.8 wird darauf eingegangen (s. Tab. 13).

#### 2.5.5.4 Phosphor

Die von den Fischen abgegebene Phosphorfracht bleibt nach allgemeiner Auffassung im internen Wasserreinigungssystem geschlossener Kreislaufanlagen in ihrer Höhe erhalten und unterliegt keinen Masse verändernden Abbauprozessen. Die TP-Emissionsfracht des Fischbestandes entspricht daher der Fracht des Abwassers, das aus der geschlossenen Kreislaufanlage abgegeben wird (v. RIJN 2013). Deren Bilanzierung kann auf der Basis von Gl. 10 erfolgen. Mit den Voraussetzungen, die für die Berechnungen in Tab. 4 getroffen wurden, ergibt sich ein Wert von 5,7 g TP/kg Futter. Der Anteil von gelöstem und partikulärem TP-Anteil verändert sich aber in der Regel gegenüber den von den Fischen ausgeschiedenen Anteilen (Gl. 11 u. 12) (Tab. 9).

Tab. 9: Futterbezogene TP-Bilanzierung einer geschlossenen Kreislaufanlage auf der Grundlage von EDING u.a. (2009) sowie den futterbezogenen Emissionsfrachten des Fischbestandes nach Tab. 5, alle Werte in g TP/kg Futter

	<b>partikulär</b>	<b>gelöst</b>	<b>Summe</b>
Emissionen Fische	3,6	2,1	5,7
TP nach Siebtrommelfilter, Entnahmerate 0,65	2,3	3,4	
P-Inkorporation in Biomasse	0,5	-0,5	
Abwasser	2,8	2,9	5,7

Zu Verhinderung von Phosphorrücklösungen in geschlossenen Kreislaufanlagen mit Absetzbecken müssen diese zyklisch gereinigt werden (CRIPS u. KELLY 1996).

Die P-Frachtwerte des Abwassers bei EDING u.a. (2009) betragen bei der mittleren Futtermenge 7,4 g TP/kg Futter und bei der höchsten Futtermenge 6,9 g TP/kg Futter. Aus den Untersuchungen von TWAROWSKA u.a. (1997), die in einer Tilapiaanlage mit Stationärtröpfkörper und Siebtrommelfilter mit 60 µm Maschenweite durchgeführt wurden, lässt sich eine mittlere TP-Fracht von 7,2 g/kg Futter berechnen. Die Messwerte in einer ähnlichen Anlage von CHEN u.a. (2002) und LOSORDO u.a. (2003) ergaben als TP-Mindestfracht (s. 2.5.5.3) 5,4 g/kg Futter.

Berechnungen bzw. Angaben der Phosphorfrachten des Abwassers aus teilgeschlossenen Kaltwasserkreislaufanlagen für die Forellenproduktion wiesen Werte von 5,6 g TP/kg Futter (HEINEN u.a. 1996) und 4,9 g P/kg Futter (JOKUMSEN u.a. 2009) auf. In der kleintechnischen Anlage von HEINEN u.a. (1996) mit Siebfilter und einem „Fluidized-bed“-Biofilter lag der P-Anteil in den absetzbaren Feststoffen bei 85 %. Der meiste Phosphor wurde mit dem Rückspülwasser des Siebfilters (89 %) abgeleitet.

#### 2.5.5.5 Stickstoff

Die Nitrifikation, als Kernstück der internen Wasseraufbereitung geschlossener Warmwasserkreisläufe, stellt nur ein Umwandlungsprozess des Stickstoffs dar. Das von den Fischen ausgeschiedene Ammonium wird im Biofilter über die Zwischenstufe Nitrit (NO<sub>2</sub>) zum Nitrat (NO<sub>3</sub>) biologisch oxidiert. Dasselbe trifft für das durch Ammonifikation beim Abbau organischer Substanz

entstehende Ammonium zu, das zu einer Verringerung des partikulären Stickstoffanteils führt (PIEDRAHITA 2003).

Zu einem Stickstoffabbau kommt es in geschlossenen Kreislaufanlagen ohne zusätzliche Denitrifikationsstufe durch diffuse Denitrifikation. Diffuse Denitrifikation tritt bei lokaler Abwesenheit von Sauerstoff und einem niedrigen Redoxpotenzial unter -120 mV ein und ist an das Vorhandensein von Ablagerungen sauerstoffzehrender organischer Substanzen gebunden. Die Voraussetzungen für diffuse Denitrifikationsprozesse liegen meist in Schlammnestern oder dicken Biofilmen vor.

Für eine Anlage mit Moving-bed-Filter und Siebtrommelfilter wurde eine Denitrifikationsrate von ca. 10 % der gelösten Stickstoffemissionen der Fische zugrunde gelegt (EDING u.a. 2009). Hier können sich keine dicken Biofilme auf dem Substrat des Biofilters ausbilden und die partikuläre Substanz wird mit dem Siebtrommelfilter schnell aus dem Kreislaufwasser entfernt. In einer Anlage für Afrikanische Welse mit Stationärtropfkörper und Lamellenabscheider ergab die N-Bilanz eine mittlere Denitrifikationsrate von 65 % (BOVENDEUR u.a. 1987). Neben den dickeren Biofilmen auf dem Substrat des Biofilters ist vor allem die Denitrifikation im Lamellenabscheider, die mit 40 - 80 % des gebildeten Nitrats angegeben wurde, entscheidend. In den in Deutschland für diese Anlagen statt des Lamellenabscheiders genutzten Sedimentationsbecken mit Einbauten dürfte die Denitrifikation einen ähnlichen Umfang annehmen. KNÖSCHE (1994) berichtete über den Stickstoffabbau in einer Belebtschlamm-Tauchtropfkörper-Anlage (Stählermatic®) von über 80 %.

Daneben kann Stickstoff in geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen durch gezielte Denitrifikation verloren gehen (s. 2.3. u. 2.5.8 Tab. 13).

In beiden Fällen ist die Höhe dieser Verluste vom Anlagentyp abhängig und kann deshalb nur durch Messungen ermittelt werden.

In Tabelle 10 ist die N-Bilanzierung in Anlehnung an EDING u.a. (2009) dargestellt. Ähnlich wie beim Phosphor verändert sich der Anteil von gelöstem und partikulärem TN-Anteil. Zusätzlich erfolgt eine Verringerung der TN-Fracht durch den Stickstoffabbau infolge diffuser Denitrifikation. Unter den Voraussetzungen nach Tab. 10 ergibt sich eine TN-Fracht von 42 g TN/kg Futter.

Tab. 10: Futterbezogene TN-Bilanzierung einer geschlossenen Kreislaufanlage auf der Grundlage von EDING u.a. (2009) sowie den futterbezogenen Emissionsfrachten des Fischbestandes nach Tab. 4 und 5, alle Werte in g TN/kg Futter

	<b>partikulär</b>	<b>gelöst</b>	<b>Summe</b>
Emissionen Fische	4,4	42	46,4
N nach Siebtrommelfilter, Entnahmerate 0,65	2,86	43,5	
N des Biomasseertrags partikulär (0,077 g N/g CSB) aus der Nitrifikation nach Siebtrommelfilter	0,57		
diffuse Denitrifikation 10 %		- 4,35	
N des Biomasseertrags partikulär (0,077 g N/g CSB) durch Denitrifikation nach Siebtrommelfilter	0,96		
Abwasser	4,38	37,6	42,0

Die N-Bilanzierung des Abwassers bei EDING u.a. (2009) ergab Frachten von 38 g TN/kg Futter bei einer mittleren Futtermenge und von 41 g TN/kg Futter bei der höchsten Futtermenge. Aus den Untersuchungsergebnissen von TWAROWSKA u.a. (1997) (s.a. 2.5.5.4) lässt sich eine mittlere TN-Fracht von 40,9 g/kg Futter berechnen. Die Messwerte in einer ähnlichen Anlage von CHEN u.a. (2002) und LOSORDO u.a. (2003) ergaben als TN-Mindestfracht (s. 2.5.5.3) 35,7 g/kg Futter.

Berechnungen bzw. Angaben der Stickstofffrachten des Abwassers aus teilgeschlossenen Kaltwasserkreislaufanlagen für die Forellenproduktion wiesen Werte von 48 g TN/kg Futter (HEINEN u.a. 1996) und 38 g TN/kg Futter (JOKUMSEN u.a. 2009). In der kleintechnischen Anlage von HEINEN u.a. (1996) betrug der N-Anteil in den absetzbaren Feststoffen 16 %.

## 2.5.6 Punktuelle Frachtmessungen

Im Rahmen der Betrachtungen der Gestaltung des Abwasseraufbereitungssystems verschiedener geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen wurden auch Stichproben-Messungen der Auslaufkonzentrationen und die Erfassung des Frischwassereinsatzes vorgenommen bzw. entsprechende Daten von den Anlagenbetreibern genutzt. Es liegen sechs Frachtwerte vor. Aufgrund der geringen Anzahl, einer nur einmaligen Messung in der jeweiligen Anlage und der unterschiedlichen Bedingungen sind die Streuungen groß und die Werte haben in erster Linie orientierenden Charakter. Es ergeben sich folgende Mittelwerte und Streuungen CSB 257 g/kg Futter (Stabw. 105), TN 46 g/kg Futter (Stabw. 11), TP 6,4 g/kg Futter (Stabw. 2,8).

## 2.5.7 Zusammenfassung der Frachtwerte am Auslauf geschlossener Kreislaufanlagen

In Tab. 11 sind die bisher aufgeführten Frachtwerte zusammengefasst.

Tab. 11: Zusammenfassung der futterbezogenen Frachtwerte für geschlossene Kreislaufanlagen in g/kg Futter

	<b>Anlagentyp</b>	<b>TP</b>	<b>TN</b>	<b>CSB</b>
Frachthöchstwerte der „Hinweise...“ (LAWA 2003)	geschlossene Kreislaufanlagen	7,0	40 (N <sub>anorg</sub> )	100
Bilanzierung (s. 2.5.5.3 - 2.5.5.5)	geschlossene Kreislaufanlage	5,7	42	195
EDING u.a. 2009	geschlossene Kreislaufanlage, Niltilapia	7,4 (6,9)	41 (38 <sup>3</sup> )	205 (189 <sup>3</sup> )
TWAROWSKA u.a. (1997)	geschlossene Kreislaufanlage, Niltilapia	7,2	40,9	
CHEN u.a. (2002), LOSORDO u.a. (2003) <sup>1</sup>	geschlossene Kreislaufanlage, Niltilapia	5,4	35,7	215
HEINEN u.a. 1996	teilgeschlossene Kaltwasser-Kreislaufanlage	5,6	48	
JOKUMSEN u.a. 2009 <sup>2</sup>	teilgeschlossene Kaltwasser-Kreislaufanlage	4,9	39	256
punktuelle Messungen	geschlossene Kreislaufanlagen	6,4	46	257
<b>neu festgelegte Frachthöchstwerte</b>	<b>geschlossene Kreislaufanlagen</b>	<b>7,0</b>	<b>50</b>	<b>250</b>
<b>Frachten zur Projektierung der Abwasserbehandlung</b>	<b>geschlossene Kreislaufanlagen</b>	<b>8,0</b>	<b>60</b>	<b>300</b>

<sup>1</sup> Mindestwerte, da der Schlamm in den Schlammfassern der Dual-Drein-Becken nicht berücksichtigt wurde, <sup>2</sup> zuwachsbezogene Werte mit FQ = 0,88 kg Futter/kg Zuwachs nach SVENDSEN u. a. (2008) umgerechnet, <sup>3</sup> bei höchster Futtermenge

Es wird deutlich, dass die Phosphor- und Stickstofffrachten im Abwasser trotz unterschiedlicher Futtermittel und Futterquotienten eine relativ begrenzte Variationsbreite aufweisen. Bei den CSB-Frachten weicht nur der Wert der „Hinweise...“ von 100 CSB g/kg Futter stärker von den übrigen Ergebnissen ab. Gegenüber Durchflussanlagen (400 g CSB/Futter) würde sich anhand der Werte der „Hinweise...“ ein CSB-Abbau durch das interne Reinigungssystem von ca. 75 % ergeben. Auch im Vergleich zu den wenigen Messwerte (s. 2.5.5.3) erscheint dieser Anteil zu hoch. Eine wesentliche Komponente des CSB-Abbaus ist die Denitrifikation (s. 2.5.5.5). In modernen Anlagen mit

Siebtrommelfiltern als mechanischer Reinigung und Moving-bed-Filtern als Biofilter ist die diffuse Denitrifikation als relativ gering einzuschätzen. Gegenüber älteren Anlagenkonzeptionen, z.B. mit Lamellenabscheider und Stationärtropfkörper, dürfte daher der CSB-Abbau im Zusammenhang mit den diffusen Denitrifikationsprozessen geringer sein.

Die Stickstofffrachten des Abwassers sind in einigen Literaturstellen als Gesamtstickstoff TN angegeben bzw. lassen sich aus den Messwerten als Gesamtstickstoff berechnen. Die vorgenommene Bilanzierung dürfte für TN genauer sein als für gelösten  $N_{anorg}$ . Da das Abwasser und damit die Stickstofffrachten aus geschlossenen Kreislaufanlagen anschließend immer einer Abwasseraufbereitung zugeführt werden müssen, ist eine Betrachtung des Gesamtstickstoffs sinnvoller. Erst bei der Ausleitung in Oberflächengewässer sind die Werte des anorganischen Stickstoffs maßgebend. Die wenigen Messungen der Stickstoffemissionen der eigentlichen Kreislaufanlagen ergaben neben dem zu erwartenden Verhältnis von  $N_{anorg}/TN$  im Bereich von 80 - 90 % auch sehr viel geringere Werte, d. h. eine höheren Stickstoffanteil in organischer Substanz.

Als Frachthöchstwerte für die folgenden Betrachtungen und die ab 2015 zu überarbeitenden „Hinweise ....“ werden 7 g TP/kg Futter, 50 g TN bzw.  $N_{anorg}$ /kg Futter und 250 g CSB/kg Futter vorgeschlagen (Tab. 11). Für die Dimensionierung und Projektierung entsprechender Abwasserbehandlungsanlagen werden einschließlich eines Sicherheitszuschlags folgende Werte vorgeschlagen: 8 g TP/kg Futter, 60 g TN bzw.  $N_{anorg}$ /kg Futter und 300 g CSB/kg Futter

### 2.5.8 Abwasserkonzentrationen am Auslauf von Kreislaufanlagen

Die Konzentrationen, die sich im Auslauf einer Kreislaufanlage ohne anschließende Abwasserbehandlung nach den Frachthöchstwerten der „Hinweise ...“ ergeben, wurden für den hauptsächlichsten Bereich des spezifischen Frischwassereinsatzes von 0,1 - 0,2  $m^3/t \cdot h$  bereits in Tab. 2 aufgeführt. Es zeigt sich eine proportionale Steigerung der Konzentrationen am Auslauf der Kreislaufanlage mit der Verringerung des spezifischen Frischwassereinsatzes bzw. des täglichen Wasserwechsels. Gl. 20 gibt den formelmäßigen Zusammenhang am Beispiel von Phosphor an, der ebenfalls für Stickstoff und CSB gilt.

Mit verringertem Frischwassereinsatz ergibt sich der Vorteil einer geringeren Abwassermenge, aber der Nachteil einer höheren Konzentration. Allerdings wird die Abwasserbehandlung bei den dann erforderlichen sehr hohen Abbauraten mit schwankenden Auslaufkonzentrationen und erhöhtem Regelungs- und Betreuungsaufwand verbunden sein.

$$c_{TP}(A)_F = TFM * m_{TP}(A)_F / FW_S \quad (Gl. 20)$$

In Gl. 21 wird der futterbezogene TN-Frachtwert am Auslauf der Kreislaufanlage aus der TN-Emission des Fischbestandes und deren Reduzierung durch die Umsetzungs- und Abbauprozesse im Reinigungssystem ermittelt. Zumindest für die CSB-Konzentration gilt dasselbe.

$$c_{TN}(A)_F = TFM * (m_{TN}(F)_F - m_{TN}(RS)_F) / FW_S \quad (Gl. 21)$$

Mit den neu festgelegten Frachthöchstwerten im Abwasser geschlossener Kreislaufanlagen und den bilanzierten Frachten aus Tab. 11 wurden mit Hilfe Gl. 20 die Abwasserkonzentrationen berechnet (Tab. 12). Dabei wird von einem spezifischen Frischwassereinsatz im Bereich von 0,2 - 0,1  $m^3/t \cdot h$  ausgegangen (20 - 10 % Frischwasser des Anlagenvolumens/d, Fischbestandsdichte 70  $kg/m^3$  und 60 % Fischhaltungsvolumen des Anlagenvolumens). Es werden zwei Werte der Fütterungsration zugrunde gelegt 1 % und 1,4 % der Bestandsmasse/d. Die höchste Belastung des Abwassers tritt bei konstanter Frischwasserzufuhr in der Endphase der Mast auf. Werte der Fütterungsration von 1,0 % können für Afrikanische Welse mit einer Stückmasse von 1,5 kg und eine Fütterungsration von 1,4 % für Tilapia mit einer Stückmasse von 700 g zugrunde gelegt werden (s. COPPENS INTERNATIONAL 2014).

Weiterhin wurden in Tab. 12 die Konzentrationswerte des Abwassers, die sich aus den bei EDING u.a. (2009) angegebenen Frachten ohne Denitrifikationsstufe ergeben, aufgeführt. Die von CHEN u.a. (2002) angegebenen Konzentrationswerte liegen mit 27 mg/l TP, 174 mg/l TN und 1.051 mg/l CSB in ähnlicher Größenordnung. Dabei handelt es sich aber um Mindestwerte, da die Konzentrationswerte in den Schlammfassern der Dual-Drein-Becken nicht berücksichtigt wurden.

Daneben wurde der Bereich der Konzentrationswerte, die in sechs verschiedenen geschlossenen Kreislaufanlagen als Einzelproben gemessen bzw. zur Verfügung gestellt wurden, in Tab. 12 angegeben. Die Streuung der wenigen Daten zeigt, dass unter praktischen Bedingungen eine große Variation der Konzentrationen des ausgeleiteten Wassers auftreten kann. Die Werte stammen aus geschlossenen Kreislaufanlagen für verschiedene Fischarten mit unterschiedlichen Wassernutzungsintensitäten. Die vorhandenen Schwankungen des Produktionsregimes können durch derartige punktuelle Erhebungen nicht erfasst werden. Beispielsweise sind das angestrebte und mögliche Wachstum und damit die Wassernutzungs- und die Fütterungsintensität in Anlagen zur Störaufzucht für die Kaviargewinnung deutlich geringer als in Anlagen für Afrikanische Welse oder Niltilapia. Aus diesen Gründen ist die Variationsbreite der Stichproben-Messungen deutlich höher, als die der berechneten oder aus intensiveren Untersuchungen angegebenen Werte. Die Mittelwerte liegen aber im mittleren Bereich der bilanzierten Konzentrationen.

In Tab. 12 sind zum Vergleich Konzentrationswerte für stark belastetes kommunales Abwasser angegeben (BRINKER u.a. 2006). Die Konzentrationswerte des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen sind als sehr hoch einzustufen und liegen im Bereich bzw. über den Werten stark belasteten kommunalen Abwassers. Außerdem ist auffällig, dass die Belastung mit Phosphor und Stickstoff gegenüber kommunalem Abwasser sehr hoch ist, die organische Belastung dagegen aber vergleichsweise niedrig.

Durch eine zusätzliche Denitrifikationsstufe im Kreislauf kann ein deutlicher Abbau der Nitratfrachten und dadurch eine Verringerung des spezifischen Frischwassereinsatzes vorgenommen werden. Gleichzeitig erfolgt ein nicht unbeträchtlicher CSB-Abbau, wenn als Kohlenstoffquelle für den Denitrifikationsreaktor das anlageninterne Reinigungswasser der mechanischen Reinigung genutzt wird. Die Nutzung externer C-Quellen führt dagegen zu einer Aufstockung der organischen Belastung des Gesamtsystems.

Bestimmte „robuste“ Fischarten (z. Z. Niltilapia, Afrikanischer Wels) zeigen auch bei höheren Konzentrationen der typischen Wasserinhaltsstoffe geschlossener Kreislaufanlagen noch gute Aufzuchtsergebnisse. Bei diesen Arten kann von vornherein mit spezifischen Frischwassereinsätzen an der unteren Grenze des angegebenen Bereiches bzw. darunter geplant werden. Der weiteren Verringerung des Frischwassereinsatzes durch die Denitrifikation werden aber durch die zunehmende Anreicherung schwer abbaubarer organischer und anorganischer Substanzen im Kreislaufwasser, die wachstumshemmende Wirkungen haben können (MARTINS u.a. 2009, MARTINS u.a. 2009, 2009a), Grenzen gesetzt.

Der N- und CSB-Abbau durch die Denitrifikation hat geringere Stickstoff- und CSB-Frachten des ausgeleiteten Wassers zur Folge. Diese haben aber bei weitgehend konstanten Nitratkonzentrationen und der gleichzeitig vorgenommenen Senkung des Frischwassereinsatzes höhere TP-, TN und CSB-Konzentrationen im Auslauf zur Folge (s. Tab. 13). Es ist deshalb auch unter diesen Bedingungen eine Abwasserbehandlung notwendig, um die vorgegebenen Einleitungswerte insbesondere von Phosphor und CSB als auch von Stickstoff zu erreichen.

Fracht- und Konzentrationswerte des Abwassers ohne und mit Denitrifikationsreaktor bei konstanter Nitratkonzentration und verringertem Frischwassereinsatz aus der von EDING u.a. (2009) bilanzierten Tilapiaanlage sind in Tab. 13 dargestellt. Dabei handelt es sich um einen SDR-AS-Reaktor, d. h. einen Schlamm-denitrifikationsreaktor (SDR), der als C-Quelle Schlamm bzw. Reinigungswasser aus dem Siebtrommelfilter nutzt und in dem das Schlammbett (AS) im Aufwärtsstrom betrieben wird. Durch den Einsatz dieses Reaktors erfolgte eine Reduktion des ausgeleiteten Stickstoffs um 81 % und des CSB um 59 %.

Tab. 12: Rechnerische Konzentrationswerte des Abwassers unter Zugrundelegung der neu festgelegten Frachthöchstwerte, der bilanzierten Frachten, Frachten nach Angaben von EDING u.a. (2009) sowie der Stichprobenmessungen in verschiedenen Kreislaufanlagen (Fütterungsration 1,0 %/d bis 1,4 %/d, Haltungsvolumen 60 % des Gesamtvolumens, Bestandsdichte 70 kg/m<sup>3</sup>, Abwassermengen ohne Stoffentnahme durch Schlammabschlag o.ä.)

	neu festgelegte Frachthöchstwerte		Bilanzierung (s. 2.5.5.3 - 5.5.5)		EDING u.a. 2009	Bereich Stichproben-Messungen	stark belastetes kommunales Abwasser <sup>1</sup>	mittlere Ausleitungswerte (s. 2.4.4)
spezifischer Frischwassereinsatz m <sup>3</sup> /t*h	0,2	0,1	0,2	0,1	0,11			
% Frischwasser des Anlagenvolumens/d	20	10	20	10	17			
Fütterungsrate %/d	1,0 - 1,4	1,0 - 1,4	1,0 - 1,4	1,0 - 1,4				
spez. Frischwassereinsatz m <sup>3</sup> /kg Futter	0,48 - 0,34	0,24 - 0,17	0,48 - 0,34	0,24 - 0,17	0,11			
NO <sub>3</sub> -Konzentration im Kreislauf (mg/l)	461 - 646	923 - 1.292	342 - 479	685 - 958	165			
TP (mg/l)	15 - 20	29 - 41	12 - 17	24 - 33	37 - 42	5 - 81 (26 <sup>2</sup> )	12	2
TN (mg/l)	104 - 146	208 - 292	88 - 123	175 - 245	202 - 231	36 - 361 (205 <sup>2</sup> ), (TN) 21 - 202 (90 <sup>2</sup> ), (N <sub>anorg</sub> )	85	18
CSB (mg/l)	521 - 729	1.042 - 1.458	406 - 569	813 - 1.138	1.016 - 1.150	260 - 3.597 (1.120 <sup>2</sup> )	1.000	90
BSB <sub>5</sub> (mg/l)						54 - 778 (431 <sup>2</sup> )	500	20

<sup>1</sup>Brinker u.a. 2006, <sup>2</sup> Mittelwert

Bei der Planung und Gestaltung von Kreislaufanlagen ergibt sich daher die Notwendigkeit, neben den verfahrenstechnischen und biotechnologischen sowie ökonomischen Anforderungen auch die Fragen der Erzeugung möglichst geringer Abwasserfrachten zu berücksichtigen.

Tab. 13: Rechnerische Konzentrationswerte des Abwassers einer geschlossenen Kreislaufanlage ohne und mit Denitrifikation (EDING u.a. 2009)

	<b>ohne Denitrifikation</b>	<b>mit Denitrifikation</b>
spez. Frischwassereinsatz (m <sup>3</sup> /t*h)	0,11	0,02
Frischwasser bezogen auf Anlagenvolumen (%/d)	17	2,5
spez. Frischwassereinsatz (m <sup>3</sup> /kg Futter *d)	0,11	0,03
NO <sub>3</sub> -Konzentration im Kreislauf (mg/l)	165	165
<b>Frachten (g/kg Futter)</b>		
TP	6,9	6,8
N <sub>anorg</sub>	38 (TN)	6,9 (TN)
CSB	189	75
<b>Auslaufkonzentrationen (mg/l)</b>		
TP (mg/l)	37	229
TN (mg/l)	202	232
CSB (mg/l)	1.016	2.517

## 2.6. Abwasserbehandlung

### 2.6.1 Allgemeines

Als orientierendes Bewertungskriterium wird bei Untersuchungen zur Aufbereitung des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen und des Ablaufwassers oder Reinigungswassers aus Durchflussanlagen häufig der Konzentrationsabbau zwischen Zu- und Ablauf herangezogen.

Auf der Basis des Vergleichs der Abwasserwerte aus geschlossenen Kreislaufanlagen mit den Einleitungskonzentrationen in Oberflächengewässer (Tab. 3) ergeben sich die in Tab. 14 aufgeführten Abbauraten. Bei dem üblicherweise angestrebten geringen Frischwassereinsatz um 0,1 m<sup>3</sup>/t\*h bzw. 10 % Wasseraustausch pro Tag ist durch die Abwasserbehandlung für alle drei Parameter ein Konzentrationsabbau um mehr als 90 % notwendig.

Bei einem Frischwassereinsatz von 0,2 m<sup>3</sup>/t\*h bzw. 20 % Wasseraustausch pro Tag, der bereits den Höchstwert des Frischwassereinsatzes geschlossener Kreislaufanlagen darstellt, ist für alle drei Parameter immer noch ein Konzentrationsabbau von über 80 % erforderlich. Dazu sind leistungsfähige Verfahrensweisen oder Anlagen der Abwasserbehandlung bzw. entsprechende Maßnahmen zur Abwasserentsorgung erforderlich.

Neben den Abbauraten spielt auch die Zusammensetzung des Abwassers eine wichtige Rolle für die Gestaltung der Abwasserbehandlungssysteme. Das Verhältnis von CSB : N : P liegt für das Abwasser aus geschlossenen Kreislaufanlagen bei ca. 34 : 6 : 1. Für kommunales Abwasser wird ein mittleres Verhältnis von 40 : 4 : 1 angegeben (HENZE u.a. 2002), d. h. gegenüber kommunalem Abwasser ist das Abwasser aus geschlossenen Kreislaufanlagen durch einen höheren TN- und einen geringeren CSB-Anteil gekennzeichnet.

## 2.6.2 Zusammenfassende Literaturübersicht

In der internationalen Fachliteratur konzentrieren sich die Darstellungen der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen vornehmlich auf Verfahren der Fest-Flüssig-Trennung der Sekundärschlämme (d. h. Schlämme, die bereits mechanischen und/oder biologisch-chemischen Veränderungen in der Kreislaufanlage ausgesetzt waren) mit einer Feststoffkonzentration meist von ca. 0,05 - 2 % TS (selten auch bis 4 % TS) und ihrer weiteren Eindickung sowie gegebenenfalls Stabilisierung bis zur endgültigen Lagerung, Entsorgung oder Nutzung (SUMMERFELT u. VINCI 2008, TIMMONS u. EBELING 2010, MARTINS u.a. 2010, v. RIJN 2013). Dabei werden meist Konzentrationen von 5 - 10 % TS angestrebt (SUMMERFELT u. VINCI 2008, SHARRER u.a. 2010). Gelegentlich werden auch höhere Werte angegeben (bis 22 %, SHARRER u.a. 2008 u. 2009).

Zu dieser Eindickung gibt es für geschlossene Kreislaufanlagen bisher nur wenige konkret dargestellte Beispiele. Daher werden in diesem Zusammenhang oft auch die ähnlichen Verfahren zur Aufbereitung des Reinigungswassers aus Durchflussanlagen betrachtet. Bei diesen werden zur Feststoffeindickung in erster Linie Sedimentationsbecken oder -teiche eingesetzt, die auch mehrstufig sein können und in wenigen Fällen einen vorgeschalteten Siebfilter besitzen (BERGHEIM u.a. 1993, 1993a, BERGHEIM u.a. 1998, CRIPPS u. BERGHEIM 2000, BRINKER 2007, SINDILARIU u.a. 2009, RÜMMLER u.a. 2011, RÜMMLER u.a. 2012). Das Überstandswasser aus den Sedimentationseinrichtungen wird in den meisten Fällen mit dem Ablaufwasserstrom vermischt, z. T. aber auch vor dem Siebtrommelfilter wieder zugeführt.

Tab. 14: Mittlere Konzentrationen des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen und erforderliche Abbaurate (%)

Parameter	mittlere Konzentration des Abwassers (mg/l)		Ausleitungswerte (Anhang 1 GK 4 AbwV)	erforderliche Abbaurate (%)	
	0,2 m <sup>3</sup> /t*h	0,1 m <sup>3</sup> /t*h	(mg/l)	0,2 m <sup>3</sup> /t*h	0,1 m <sup>3</sup> /t*h
<b>TP</b>	16	32	2	87,4	93,6
<b>TN</b>	96	193	18	81,3	90,6
<b>CSB</b>	541	1.080	90	83,3	91,6

In einigen Fällen wird auch die Zugabe von Fällungs- und Flockungsmitteln zum Reinigungswasser angeführt (BERGHEIM u.a. 1993, ZONNO u.a. 2007). Statt der anschließenden Einleitung in die Sedimentationseinrichtung wäre hier die Nutzung von Bandfiltern zur schnellen und weitgehend rücklösungsfreien Feststoffentnahme eine sinnvolle Methode (ZONNO u.a. 2007). Der Einsatz von Flockungs- und Fällungsmitteln sowie von Bandfiltern dürfte für Durchflussanlagen aus Kostengründen in breitem Umfang weniger in Betracht kommen (BRINKER 2007).

Daneben werden nach der Aufbereitung des Reinigungswassers aus Siebtrommelfiltern, meist mit Dortmundbrunnen, bzw. des Überlaufwassers aus der Reinigungswasseraufbereitung Klärteiche, Sumpfkklärteiche (Lagunen) und Pflanzenkläranlagen (Bodensystem-Pflanzenkläranlage, Schilfbeerkläranlagen) eingesetzt (SCHULZ 2004, ZONNO u.a. 2007, ROQUE D'ORBCASTEL u. BLANCHETON 2007, PROFFITT 2007, SINDILARIU 2007a, REITER u.a. 2008, SINDILARIU u.a. 2009, 2009a). Anhand von zwei Untersuchungen in Praxisanlagen mit vorgeschaltetem Dortmundbrunnen als Sedimentationseinrichtung des Reinigungswassers aus Siebtrommelfiltern (ROQUE D'ORBCASTEL u. BLANCHETON 2007, SINDILARIU u.a. 2009) ist erkennbar, dass durch die Schilfbeerkläranlagen eine hohe Schwebstoffentnahme (86 - 93 %) erfolgte. Durch die Ausbildung anaerober Verhältnisse kann es aber zu einer Erhöhung der NH<sub>4</sub>- und der SRP (gelöster reaktiver Phosphor, PO<sub>4</sub>-P) -Konzentration kommen. Diese lagen bei ROQUE D'ORBCASTEL und BLAN-

CHETON (2007) im Bereich von 264 - 291 % bzw. 63 - 134 % und traten in einer horizontal als auch an einer vertikal durchströmten Schilfbeerkläranlage auf (ROQUE D'ORBCASTEL u. BLANCHETON 2007). Bei SINDILARIU u.a. (2009) wurde nur in einer der beiden Messperioden eine Konzentrationserhöhung um 13 % SRP und 61 %  $\text{NH}_4$  nachgewiesen. Die zwei Untersuchungsperioden von SINDILARIU u.a. (2009) ergaben für die Parameter TP, TN, CSB und  $\text{BSB}_5$  Entnahmeraten von 44 bzw. 14 %, 47 bzw. 55 %, 71 bzw. 52 % und 57 %. Die damit erreichten Konzentrationen am Auslauf der horizontal durchströmten Schilfbeerkläranlage TP,  $\text{N}_{\text{anorg}}$ , CSB und  $\text{BSB}_5$  von 3,6 bzw. 6,6 mg/l, 5,7 bzw. 4,7 mg/l, 124 mg/l bzw. 111 mg/l und 117 mg/l sind zumindest für Phosphor und die organische Belastung in der Regel nicht in Oberflächengewässer einleitbar (s. 2.4.2). Die beiden Untersuchungen zeigen ebenfalls das in der Praxis bedeutende Problem der Schwankungen der Entnahmeraten in Abhängigkeit von den Jahreszeiten.

Bei der Sedimentation des Reinigungswassers werden meist Entnahmeraten der Feststoffe von 75 % bis über 90 % erreicht (BERGHEIM u.a. 1993a, BERGHEIM u.a. 1998, REITER u.a. 2008, SINDILARIU u.a. 2009, RÜMMLER u.a. 2011). Die wenigen Untersuchungen der Entnahmeraten an organischer Substanz und Nährstoffen zeigen ein uneinheitliches Bild (Tab. 15). Bei geringer hydraulischer Oberflächenbelastung von 0,2 m/h und zyklischer Schlammabnahme im Abstand von 24 h lassen sich Entnahmeraten von TP, TN und organischer Substanz (TOC, CSB) im Bereich von 50 % bis über 90 % erreichen (BERGHEIM u.a. 1993a, REITER u.a. 2008). Entnahmeraten überwiegend größer 50 % sind in weiteren Untersuchungen dokumentiert (REITER u.a. 2008, SINDILARIU u.a. 2009, RÜMMLER u.a. 2011). Daneben sind hier, wie bereits beim Schlammabschlag im 24 Stundenzyklus, die Rücklösungsprozesse an SRP und  $\text{NH}_4$  dokumentiert.

Als bevorzugtes Verfahren für die (erste) Eindickung von Sekundärschlämmen bzw. die Abtrennung der partikulären Bestandteile des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen werden in der Literatur ebenfalls überwiegend Sedimentationsbecken oder -teichen angegeben (CHEN u.a. 1997, BRAZIL u. SUMMERFELT 2006, SUMMERFELT u. VINCI 2008, SHARRER u.a. 2008, TIMMONS u. EBELING 2010). Dabei wird durch die Schwerkraft und die Sedimentationszeit eine weitere Verdichtung der abgesetzten Stoffe erreicht (SUMMERFELT u. VINCI 2008, SHARRER u.a. 2008). Für die Dimensionierung werden dieselben Werte wie für die Behandlung des Reinigungswassers von Durchflussanlagen angegeben: hydraulische Oberflächenbelastung 0,7 - 1,6 m/h bzw. rechnerische Wasseraufenthaltszeit zwischen 20 und 100 Minuten (CHEN u.a. 1997, SUMMERFELT u. VINCI 2008, TIMMONS u. EBELING 2010).

Für Anlagen begrenzter Größe werden Faulbecken, meist als Doppelkammerbecken, in wenigen Beispielen dargestellt (CHEN u.a. 2002, LOSORDO u.a. 2003, SUMMERFELT u. PEENE (2007), SUMMERFELT u. VINCI 2008). Bei diesen Sedimentationsbecken dürfte durch den Schlammabnahmezyklus von meist mehreren Wochen (s. Tab. 15) bereits ein anaerober biologischer Schlammabbau beginnen.

Siebungsverfahren (Siebtrommelfilter, Diskfilter) kommen ebenfalls als erste Eindickungsstufe zur Anwendung (LOSORDO u.a. 2003). Daneben wurden als potenzielle Möglichkeiten Sandfilter (PALACIOS u. TIMMONS 2001) angegeben.

Die Schlammeindickung kann durch mehrere serielle Zugabe- und Vermischungsprozesse von Fällungsmitteln zur Phosphorbindung (Aluminium- und Eisensalze) und organischen Flockungsmitteln (Polymere) deutlich verbessert werden. Der Schlamm wird anschließend sehr effektiv durch schräg stehende Bandfilter mit ca. 300  $\mu\text{m}$  Porendurchmesser entnommen, s. a. Tab. 15 (EBELING u.a. 2003, 2005, 2006, TIMMONS u. EBELING 2010, SHARRER u.a. 2008, SHARRER u.a. 2010). Die bisherigen Arbeiten lassen erkennen, dass bei optimaler Dosierung der Flockungs- und Fällungsmittel eine Verdickung des Schlammes auf bis auf 10 % TS und eine Konzentration des ausgeleiteten Wassers unter 30 mg/l AFS und 0,07 mg/l SRP erreicht werden kann (EBELING u.a. 2006). Bei den Untersuchungen von SHARRER u.a. (2008) und SHARRER u.a. (2010) wurden noch höhere Entnahmeraten ermittelt (s. Tab. 15).

Tab. 15: Untersuchungsergebnisse der Entnahmeraten an organischer Substanz und Nährstoffen in Sedimentationsbecken sowie bei anderen Verfahren für Sekundärschlämme aus Durchflusssanlagen und geschlossenen Kreislaufanlagen

Herkunft	Bauweise	hydraulische Oberflächenbelastung (m/h) (Schlammnamezyklus (d))	Entnahmerate (%)				Literatur
			AFS	TP	TN	CSB <sup>1</sup> , TOC <sup>2</sup> , BSB <sub>5</sub> <sup>3</sup> , cBSB <sub>5</sub> <sup>4</sup>	
Diskfilter-Spülwasser <sup>a)</sup>	Rundbecken mit Konus	0,2 (1 d, 6 - 10 % TS)	98	92	91	82 <sup>1</sup>	BERGHEIM u.a. (1993a)
Siebtrommel-filter <sup>b)</sup>	Dortmundbrunnen	k.A. (1 d)	91 <sup>3)</sup>	57	51	59 <sup>1</sup>	REITER u.a. (2008)
Teichreinigungswasser <sup>c)</sup>	Längsbecken <sup>d)</sup>	k. A.	99	96	64	90 <sup>1</sup>	
Siebtrommel-filter <sup>b)</sup>	Dortmundbrunnen	0,46 (1 d)	87	57	47	59 <sup>1</sup>	SINDILARIU u.a. (2009)
Siebtrommel-filter <sup>b)</sup>	dreistufiges Rechteckbecken	0,30 (29 d, )	77	13	68	76 <sup>1</sup>	RÜMMLER u.a. (2011)
		0,36 (29 d, 6 - 15 % TS)	58	73	60	52 <sup>1</sup>	
Siebtrommel-filter <sup>d)</sup>	2 Rechteckbecken, je zweistufig <sup>e)</sup>	je 0,36 (30 d)	13	16	25	32 <sup>1</sup>	CHEN (2002), LOSORDO u.a. (2003)
	1 Rechteckbecken, zweistufig <sup>e)</sup>	0,36 (30 d)	52	21	4,5		SUMMERFELT u. PENNE (2007) <sup>f)</sup>
Siebtrommel-filter und Bodenablauf <sup>g)</sup>	Rechteckbecken, zweistufig	0,044 (28 d, 15 % TS <sup>h)</sup> )	70	35	60	5,1 <sup>3</sup>	SUMMERFELT u. PENNE (2007)
Siebtrommel-filter und Sedimentationsbecken <sup>i)</sup>	Dortmundbrunnen	0,04 (21 d, 9 % TS)	92	74	58	80 <sup>1</sup> , 47 <sup>4</sup>	SHARRER u.a. (2008), SHARRER u.a. (2010)
Siebtrommel-filter und Sedimentationsbecken <sup>f)</sup>	Flockungs- und Fällungsmittel (50 mg/l AlSO <sub>4</sub> , 25 mg/l Polymer), Geotextile Schläuche	0,0028 <sup>j)</sup> (92 d, 22 % TS)	95	68	39	70 <sup>1</sup> , 57 <sup>3</sup>	SHARRER u.a. (2008), SHARRER u.a. (2010)
Siebtrommel-filter und Sedimentationsbecken <sup>f)</sup>	Flockungs- und Fällungsmittel (50 mg/l AlSO <sub>4</sub> , 25 mg/l Polymer), Bandfilter	4.277 <sup>j)</sup> (16 d, 11 % TS)	96	92	86	89 <sup>1</sup> , 89 <sup>3</sup>	SHARRER u.a. (2008), SHARRER u.a. (2010)

<sup>a)</sup> nur Reinigungswasser Durchflusssanlage nach zweitem Siebfilter, <sup>b)</sup> Reinigungswasser Durchflusssanlage, <sup>c)</sup> mit nachgeschaltetem Kiesfilter und diskontinuierlich betrieben, <sup>d)</sup> parallel ca. 40 % Feststoffentnahme über Sedimenttrichter abgeführt, <sup>e)</sup> Mittel der zwei Doppelbecken, <sup>f)</sup> Werte von CHEN (2002) und LOSORDO u.a. (2003) neu berechnet, <sup>g)</sup> gesamtes Abwasser der Kreislaufanlage, <sup>h)</sup> nach Entwässerung an der Luft, <sup>i)</sup> gesamtes Abwasser der Kreislaufanlage und einer teilgeschlossenen Kreislaufanlage, <sup>j)</sup> Flächenbelastung

MARTINS u.a. 2010 stellten für die P-Entnahme mit Hilfe der klassischen chemischen P-Fällung die Effektivität und die Kosten als hohe Einsatzbarrieren heraus.

Als eine weitere Möglichkeit der ersten Eindickungsstufe wurden geotextile Schläuche angegeben (SCHWARTZ u.a. 2004, 2005, SHARRER u.a. 2008, SHARRER u.a. 2009, SHARRER u.a. 2010, TIMMONS u. EBELING 2010). Dabei handelt es sich um langgestreckte PE-Schläuche, in die das Abwasser geleitet wird. Durch den Porendurchmesser des Materials von ca. 425 µm werden die partikulären Bestandteile entsprechender Größe zurückgehalten. Zur Verbesserung der Rückhaltung der partikulären Substanz, zur Gewährleistung der Durchlässigkeit des Schlauches und zur Phosphorreduzierung ist der Einsatz von Metallsalzen sowie Polymeren als Fällungs- und Flockungsmittel vorteilhaft (SHARRER u.a. 2008, 2009, SHARRER u.a. 2010).

In Vergleichsuntersuchungen von SHARRER u.a. (2008) und SHARRER u.a. (2010) ergab sich eine Erhöhung der Entnahmerate der Feststoffe, der organischen Substanz (CSB, Kohlenstoff-BSB<sub>5</sub> = cBSB<sub>5</sub>) und der Nährstoffe (TN, TP) sowie eine Verringerung der Remobilisierung von NH<sub>4</sub> und SRP in folgender Reihenfolge: Flockungs- und Fällungsmittel und geotextiler Schlauch, Dortmundbrunnen sowie Flockungs- und Fällungsmittel und Bandfilter, als das beste Verfahren (Tab. 15). Nur die Entnahmeraten der Feststoffe und des cBSB<sub>5</sub> waren für den geotextilen Schlauch etwas höher gegenüber dem Dortmundbrunnen. Dabei scheinen die Erhöhung der Entnahmeraten und die Verringerung der Remobilisierungsvorgänge in erster Linie von der Lagerzeit des Schlammes bzw. von der Dauer der anaeroben Verhältnisse abhängig zu sein. Flockungs- und Fällungsmittel spielen bei langen Lagerzeiten eine geringere Rolle.

Zur weiteren Schlammeindickung und -stabilisierung wurden Pflanzentrockenbeete in einer Versuchsanlage mit Modell-Schlammabwasser aus einer teilgeschlossenen Kreislaufanlage erprobt (SUMMERFELT u.a. 1999) Es wurden sehr hohe Entnahmeraten von Phosphor, Stickstoff und CSB (82 u. 90, 86 u. 86, 81 u. 30 %) ermittelt.

Bei der Eindickung des Sekundärschlammes geht es insbesondere darum, die Kosten für den Transport bzw. die Endlagerung oder die Nutzung als landwirtschaftlichen Dünger zu verringern. Allerdings ergibt sich durch einen kurzen Schlammmentnahmezyklus ein begrenzter Eindickungsgrad des Schlammes. Deutlich wird das beim Eindickungsgrad der geotextilen Schläuche gegenüber den anderen untersuchten Verfahren bei SHARRER u.a. (2008) und SHARRER u.a. 2010 (s. Tab. 15).

BERGHEIM u.a. (1993) gaben für die übliche Flächenbelastung von Sedimentationsbecken von ca. 1 m/h bei einer Entnahmeperiode unter 24 h Stunden eine Schlammkonzentration von weniger als 5 % TS an. Bei BERGHEIM u.a. (1993 b) wird für ca. 0,2 m/h bei einer Entnahmeperiode von 24 h Stunden ein Bereich von ca. 6 - 10 % TS angeführt. Weitere Werte für Durchflussanlagen und geschlossene Kreislaufanlagen sind in Tab. 15 aufgeführt.

In dem abgesetzten und entnommenen Schlamm sind hohe Anteile des Phosphors und der organischen Belastung des Kreislaufabwassers festgelegt. Um deren Anteile werden die Frachten im Überstandswasser bzw. dem ablaufenden Wasser verringert.

Das Problem der Sedimentationsbecken und ähnlicher Verfahren (z. B. geotextile Schläuche) besteht darin, dass sich schnell anaerobe Bedingungen einstellen. Diese führen zu einer an sich vorteilhaften Denitrifikation (Nitratabbau), gleichzeitig aber zu einer unerwünschten Remobilisierung von Phosphor (gelöster reaktiver Phosphor SRP) und organischer Substanz (Kohlenstoff-BSB<sub>5</sub> cBSB<sub>5</sub>) aus den Feststoffen in die gelöste Phase (s. 2.5.4.2). Daneben kommt es durch die Ammonifikationsprozesse des organischen Stickstoffs zur Erhöhung der NH<sub>4</sub>-Konzentration. Diese Prozesse beginnen bereits nach einer Ablagerungszeit der abgesetzten organischen Substanz von mehreren Stunden, so dass die Sedimentationseinrichtungen so gestaltet werden müssen, dass die Ablagerungen so schnell wie möglich entnommen werden können (SUMMERFELT u. VINCI 2008).

Für die Höhe der Entnahmeraten spielt neben den Absetzeigenschaften daher vor allem der Entnahmezyklus des abgelagerten Schlammes eine wichtige Rolle. Vergleicht man die partikulären Anteile von TP und CSB bzw. BSB<sub>5</sub> in den Emissionen der Fische (2.5.2) mit den meisten Entnahmeraten der Untersuchungen in den Faulbecken von Kreislaufanlage in Tab. 15, so werden

diese Rücklösungen und Abbauprozesse organischer Substanz auch in der Gesamtbilanz zumindest grob erkennbar.

Die Untersuchungen von SHARRER u.a. (2008) und SHARRER u.a. (2010) ergaben einen deutlichen Abfall der remobilisierbaren gelösten Komponenten  $\text{NH}_4$ , SRP mit verringerter Lagerungszeit des Schlammes in der Reihenfolge der Verfahren Flockungs- und Fällungsmittel und geotextiler Schlauch (1.461 %  $\text{NH}_4$ , 1.000 % SRP), Dortmundbrunnen (101 %  $\text{NH}_4$ , 145 % SRP), sowie Flockungs- und Fällungsmittel und Bandfilter (24 %  $\text{NH}_4$ , - 51 % SRP). Bei dem Letzteren erfolgt eine sofortige Schlammentnahme. Beim ersten Verfahren hatte auch die Zugabe von Flockungs- und Fällungsmitteln angesichts der langen Lagerungszeit des Schlammes keinen Einfluss. BRASIL und SUMMERFELT (2006) berichteten über einen deutlichen Konzentrationsanstieg der löslichen Fraktionen  $\text{NH}_4$ , SRP und  $\text{cBSB}_5$  im Ablaufwasser eines Sedimentationsbeckens für das Reinigungswasser eines Siebtrommelfilters nach vier Wochen. Der Abbau von  $\text{NO}_3$  bzw. Stickstoff, die Erhöhung der Konzentrationen an SRP und  $\text{NH}_4$  sowie ein vergleichsweise geringerer Abbau der organischen Substanz als  $\text{cBSB}_5$  bzw. dessen Erhöhung wurden ebenfalls bei den in Tab. 15 dargestellten Untersuchungen nachgewiesen.

Die Entnahmeraten durch die Sedimentation des Abwassers geschlossener Kreislaufanlagen müssten tendenziell geringer sein als die von Durchflussanlagen, da in letzteren der überwiegende Anteil des Stickstoffs und große Teile der organischen Belastung gelöst sind (s. 2.5.2) und nicht in die Reinigungswasseraufbereitung gelangen. Dies ist aber nur zum Teil nach Tab. 15 nachvollziehbar.

In Versuchen von BRASIL und SUMMERFELT (2006) wurde im Anschluss an eine Reinigungswasseraufbereitung mittels Dortmundbrunnen eine aerobe Nachbehandlung des Überlaufwassers mit variabler Wasseraufenthaltszeit von 1 - 6 Tagen vorgenommen. Es ergab sich eine deutliche Reduzierung der gelösten organischen Substanz um 75 - 87 %, weitgehend unabhängig von der Zeitdauer. Der  $\text{NH}_4$ -Abbau infolge der Nitrifikation betrug 32 - 87 % und die Verringerung des SRP 17 - 64 % in Abhängigkeit von der Wasseraufenthaltszeit.

Das Ablaufwasser der Schlammeindickung, das die löslichen Fraktionen enthält und insbesondere mit hohen Stickstoffkonzentrationen sowie organischer Substanz und Phosphor belastet ist, muss im Regelfall weiter behandelt werden (SUMMERFELT u. VINCI 2008). Hierzu werden in erster Linie natürliche Verfahren, wie große Erdteiche oder Pflanzenkläranlagen (CHEN 1996, LOSORDO u.a. 2003, SUMMERFELT u. VINCI 2008) angegeben. Für deren Auslegung sind die Art der vorherigen Feststoffentnahme und die Entnahmeraten der gewässerbelastenden Stoffe von Bedeutung (SUMMERFELT u. VINCI 2008).

Pflanzenkläranlagen besitzen den Nachteil, dass sich die Ausleitungswerte an CSB, Stickstoff und Phosphor nur wenig beeinflussen lassen bzw. eine Verbesserung der Reinigungsleistung nur durch generelle Vergrößerung möglich ist. Insbesondere die Reduzierung der Stickstofffracht dürfte in vielen Fällen für die Einleitung in Oberflächengewässer nicht ausreichend sein. Daneben ist der Alterungsprozess und die sich damit verringernde Effektivität bzw. hydraulische Belastung durch die Akkumulation abfiltrierbarer Stoffe zu beachten (REITER u.a. 2008, SINDILARIU u. a. 2009a). Außerdem kommen der Flächenbedarf, der oft nicht gedeckt werden kann sowie weitere genehmigungsrechtliche Fragen hinzu.

Konkrete Beispiele für die komplette Abwasseraufbereitung geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen mit einer Fest-Flüssig-Trennung und anschließender natürlicher Wasseraufbereitung gibt es nur in geringem Umfang. CHEN u.a. (2002) und LOSORDO u.a. (2003) beschrieben die vollständige Abwasseraufbereitung einer kleinen Tilapiaanlage. Dabei wurde das Reinigungswasser der Siebtrommelfilter durch zwei hintereinander geschaltete Faulgruben und einen anschließenden Erdteich mit Belüftung behandelt. Die Konzentrationsverringerung lag bei einer Wasserverweilzeit von 84 Tagen bei 62 - 78 %. Das Wasser aus dem Teich wurde auf Feldern verregnet. Die Konzentrationen im Teich wären zumindest für TP (5,7 mg/l) und CSB (151 mg/l) in Deutschland in Oberflächengewässer nicht einleitbar.

SUMMERFELT und PENNE (2007) beschrieben die Abwasseraufbereitung einer kleineren Kaltwasserkreislaufanlage mit sehr hoher Wassernutzungsintensität, die sich aus einer zweistufigen Faulgrube und einer anschließenden unterirdischen Dränage mit Pflanzenbeständen darüber zusammensetzt. Das Restwasser aus der Dränage gelangte in einen kleinen Teich.

In den dänischen teilgeschlossenen Kreislaufanlagen wird das Reinigungswasser, das sich aus dem Filterspülwasser und dem Spülwasser zur Feststoffentnahme aus den Sedimentationstrichtern bzw. Siebtrommelfiltern zusammensetzt, in der Regel ein- oder zweistufigen Sedimentationsteichen zugeführt. Das Überstandswasser aus den Sedimentationsteichen und das Ablaufwasser aus der Anlage werden in Pflanzenkläranlagen (sog. Lagunen) weiter aufbereitet. Dazu werden eine rechnerische Mindestaufenthaltszeit des Wassers in den Lagunen von neun Stunden, eine hydraulische Belastung von 25 m<sup>2</sup> Pflanzenbeetfläche pro Tonne Futter und Jahr sowie eine N-Entnahme von 1 g/m<sup>2</sup> \* d angegeben (JOKUMSEN u.a. 2009, JOKUMSEN u. SVENDSEN 2010, PEDERSEN 2012). Für diese Art der Aufbereitung des Ablauf- und des Reinigungswassers wurden in acht Anlagen im Mittel folgende Entnahmeraten erreicht: TN 50 %, TP 76 %, BSB<sub>5</sub> 93 % und CSB 87 % (JOKUMSEN u. SVENDSEN 2010).

Für künstliche, konzentrierte Verfahren, die Elemente der herkömmlichen kommunalen und industriellen Klärtechnik enthalten, liegt für Süßwasserkreislaufanlagen bisher nur ein kleintechnisches Beispiel vor. SANDU u.a. (2008, 2011) berichteten über den Bau und den Betrieb einer kleintechnischen Versuchsanlage zur Aufbereitung des Abwassers aus einer Tilapiaanlage. Diese setzte sich aus einer Reihe von hintereinander geschalteter Stufen zusammen: 1. Speicherbecken mit Propeller zur Unterbindung der Sedimentation, 2. intermittierendes Pumpen in einen Sedimentationsreaktor mit trichterförmigem Boden (Wasserverweilzeit 55 - 75 Minuten) und intermittierender Schlammentfernung, 3. Zuführung des Überlaufwassers zu einem Siebtrommelfilter mit 120 µm Maschenweite, 4. Mischbehälter zur kontinuierlichen Einmischung von 0,225 l Methanol/m<sup>3</sup> bzw. 3,6 mg Methanol/mg NO<sub>3</sub>-N und anschließende Förderung des Wassers in die Denitrifikation, Rückführung von 40 - 60 % des Auslaufwassers der Denitrifikation, 5. Denitrifikation mit expandiertem Quarzsandbett als Trägermaterial und Propeller zur Trennung des Biofilms von den Sandpartikeln, 6. Zuführung des nicht zurückgeführten Wasserstromes zu einem Ozonreaktor mit Gas- und Schaumabführung am Oberteil, Ozondosis 37 - 83 mgO<sub>3</sub>/l Wasser, Zuführung des Schaumes zu einem Kondensationstank und Restozonabscheidung, 7. Stationärtropfkörper zur Nitrifikation, 8. Chemische Fällung mit FeIII-Chlorid von 50 mg/l.

Es wurde nur die Konzentrationsverringerung von AFS und CSB angegeben, die 99 % der AFS (563 mg/l auf 5 - 7 mg/l) bzw. 88 - 92 % des CSB (573 mg/l auf 44 - 68 mg/l) betragen.

Niederländische Anlagen zur Aufzucht von Afrikanischen Welsen und Aalen wurden vielfach mit einer Denitrifikationsstufe im Bypass zum internen Reinigungssystem ausgerüstet. Als C-Quelle und zum Substrataufbau wurde dazu das Reinigungswasser aus der Anlage genutzt (s. 2.5.8). Andere Anlagen arbeiten mit Festbettfiltern mit bewegten Trägermaterialien und Methanolgabe als Kohlenstoffquelle (KAMSTRA u.a. 2001). Mit der Nutzung der organischen Substanz aus der Anlage lässt sich zumindest die Abwasserfracht an Stickstoff und CSB verringern (s. Tab. 13). Zusätzlich wurden Fällungs- und Flockungsmittel zur Phosphorfällung und Schlammverdickung und anschließend Bandfilter zur Schlammentfernung eingesetzt (EDING u. KAMSTRA 2002, KAMSTRA u.a. 2001). Durch die effektive Entfernung der Feststoffe wurde eine mögliche Verringerung der niederländischen Einwohnergleichwerte aus CSB und Kjeldahlstickstoff auf ein Zehntel angegeben (KAMSTRA u.a. 2001)

## 2.6.3 Realisierung der Abwasserbehandlung geschlossener Kreislaufanlagen in Deutschland

### 2.6.3.1 Allgemeines

Bei den in der Literatur dargestellten Beispielen handelt es sich überwiegend um Arbeiten im kleintechnischen oder halbertechnischen Maßstab. Nur wenige Untersuchungen wurden längerfristig im Produktionsmaßstab durchgeführt. Dabei wird meist immer eine bestimmte technische Gestaltung erprobt und die erreichte Entnahme- bzw. Abbauraten für die verschiedenen Wasserparameter dargestellt. Verfahren, die Abbauraten aller in Deutschland relevanten wasserrechtlichen Parameter von über 90 % gewährleisten, wurden international noch nicht erprobt und eingesetzt.

Für die Planung und Realisierung von Abwasserbehandlungsanlagen im Anschluss von geschlossenen Kreislaufanlagen muss nach den wasserrechtlichen Anforderungen in Deutschland anders vorgegangen werden. Es müssen zum einen die Konzentrationswerte und Frachten, die eine geschlossene Kreislaufanlage verlassen, als Input-Werte der Abwasserbehandlungsanlage und andererseits die Konzentrationswerte, die in Oberflächengewässer ausgeleitet werden können, als Output-Werte der Abwasserbehandlungsanlage ermittelt bzw. festgelegt werden. Auf dieser Basis muss die Abwasserbehandlung verfahrenstechnisch gestaltet, projiziert und erprobt werden. Bisher wurden in der Fachliteratur keine Arbeiten nach diesem Ansatz dargestellt, obwohl es sich hierbei um eine grundlegende ingenieurtechnische Herangehensweise handelt.

Für die Erreichung der aufgeführten sehr hohen Abbauraten kommen in erster Linie komplette dreistufige biologische Abwasserbehandlungsanlagen in Frage. Auch hierfür finden sich in der Aquakultur-Fachliteratur keine Hinweise. Die großen geschlossenen Kreislaufanlagen in Deutschland mussten zur Genehmigung der Einleitung in Oberflächengewässer diesen Weg zwangsläufig gehen. Der Stand der Technik in Deutschland ist damit höher als der in der internationalen Literatur dargestellte. Dieser Sachverhalt weist auf die hohen Umweltaforderungen auch für die Aquakultur in unserem Land hin.

Den erforderlichen TP, TN und CSB-Abbauraten im Bereich von 90 % kann man nach den Werten in Tab. 15 auch durch die Anwendung von Flockungs- und Fällungsmitteln und der Entnahme des Schlammes mit Hilfe von Bandfiltern sehr nahe kommen. Allerdings erfolgt dabei keine Entnahme bzw. Umwandlung des anorganischen Stickstoffs.

Es gibt in Deutschland zur Zeit ca. 18 größere geschlossene Kreislaufanlagen mit einem Produktionsumfang über ca. 30 t/a.

Ein Teil dieser Anlagen wurde besucht. Zu den restlichen wurden von den Betreibern Informationen über die Art und Weise der Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung eingeholt.

Im Anhang 1 wurde die grundlegende Art und Weise der Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung der einzelnen Anlagen kurz dargestellt und dabei bereits eine Systematisierung vorgenommen.

Daneben existieren eine Reihe kleinerer geschlossener Kreislaufanlagen oder befinden sich im Aufbau bzw. haben ihre Tätigkeit wieder eingestellt. Hier werden in vielen Fällen eine Zwischenspeicherung und eine mobile Ausbringung des Abwassers auf landwirtschaftlichen Flächen sowie die Abgabe des Abwassers in die Kanalisation die geeignetsten Verfahrensweisen sein.

Die in Deutschland eingesetzten Verfahrensweisen zur Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung geschlossener Kreislaufanlagen lassen sich in folgende Gruppen einteilen:

- Beregnung bzw. Düngung landwirtschaftlicher Flächen und Nutzung in Biogasanlagen
- Einleitung in die Kanalisation
- natürliche Wasseraufbereitungsverfahren wie Klärteiche, Sumpfkklärteiche (Lagunen) und Pflanzenkläranlagen (Schilfbeckkläranlagen)
- komplette dreistufige biologische Kläranlage mit Phosphorfällung.

Im Folgenden werden diese vier Verfahrensgruppen weiter betrachtet. Daneben gibt es unterschiedliche Formen der Schlammnutzung bzw. -entsorgung.

### **2.6.3.2 Düngung landwirtschaftlicher Flächen und Nutzung in Biogasanlagen**

Durch die Abgabe des Abwassers an Biogasanlagen oder die Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen kann für kleinere Anlagen eine Einleitung in Oberflächengewässer oder die Kanalisation umgangen werden.

In größeren Anlagen mit entsprechenden Standortvoraussetzungen kann das Abwasser nach einer Fest-Flüssig-Trennung Wasserspeichern zugeführt wird, um anschließend auf landwirtschaftlichen Flächen verregnet zu werden.

Auf die Nutzung von Abwasser, eingedicktem Abwasser oder Schlamm aus geschlossenen Kreislaufanlagen auf der Basis der Bioabfallverordnung (BioAbfV) bzw. der neuen Düngemittelverordnung (DüMV) wurde bereit unter 2.4.5 hingewiesen.

Bei der Ausbringung von Bioabfallstoffen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden sind daneben die Düngerverordnung (DüV) sowie die Wirtschaftsdünger-Verbringeverordnung (WDüngV) und ggf. landesrechtliche Bestimmungen einzuhalten.

Ob bei der erstmaligen Ausbringung ein Nachweis der hygienischen Unbedenklichkeit erbracht werden muss, ist nicht eindeutig.

Da in vielen Bundesländern die Ausbringung von Dünger auf Acker- und Grünlandflächen in den Monaten November bis Januar untersagt ist, sind für diesen Zeitraum entsprechende Speicherkapazitäten für das Abwasser vorzuhalten.

Bei der Ausbringung des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen als Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen ergeben sich Kosten durch die erforderliche Zwischenspeicherung, den Transport und die Ausbringung. Dagegen entfallen die Abwasserabgabe bzw. Abwassergebühren.

### **2.6.3.3 Einleitung in die Kanalisation**

Die aufwändige Abwasserreinigung im Anschluss an geschlossene Kreislaufanlagen zur Einleitung in Oberflächengewässer lässt sich neben der Ausbringung als Dünger auch durch die Abgabe des Reinigungs- bzw. Ablaufwassers in die öffentliche Kanalisation umgehen. Das wird in wenigen Fällen auch für größere Anlagen praktiziert, obwohl dabei nicht unerhebliche Abwassergebühren zu zahlen sind. Im Gegenzug entfallen die Abwasserabgabe und der Mess- und Überwachungsaufwand zur Einhaltung der abwasserabgaberechtlichen Anforderungen.

Die Abwassergebühren schwanken regional stark und dürften in der Regel auch von der Menge und der Art des Abwassers abhängig sein.

Für die Einleitung des Abwassers in die Kanalisation sollte die Abwassermenge durch eine geeignete Gestaltung und Bewirtschaftung der geschlossenen Kreislaufanlage so gering wie möglich gehalten werden. Dabei kann es u. U. sinnvoll sein, eine weitere Eindickung des abzugebenden Wassers und eine Aufbereitung des in die Anlage zurückgeführten Überstandswassers vorzunehmen. Geeignete Mittel dazu sind der Einsatz von Siebungsverfahren (Siebtrommelfilter) und die Aufbereitung des gereinigten Wassers z. B. mit Flotationsanlagen unter Ozoninsatz. Dabei werden die feindispersen Partikel, die die Siebung passieren, entfernt und durch die Oxidation mit Ozon feinste organische Bestandteile weiter aufgeschlossen sowie Erreger vernichtet. Eine erste Anwendung dieser Aufbereitung wird in einer Produktionsanlage seit mehreren Jahren erfolgreich betrieben.

Allerdings steigen mit der Verringerung der eingesetzten Frischwassermenge bzw. der abgegebenen Abwassermenge trotz der internen Abwasseraufbereitung die Konzentrationen in dem abgegebenen Wasserstrom. In einer der betrachteten Anlagen war zur Erreichung der vorgegeben

Einleitungswerte in die Kanalisation die Installation einer zusätzlichen biologischen Abwasserreinigung notwendig.

#### 2.6.3.4 Natürliche Wasseraufbereitungsverfahren

Zu den Verfahren der natürlichen Wasseraufbereitung des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen werden hier Klärteiche sowie als Formen der Abwasserlandbehandlung Sumpfkklärteiche (Lagunen) mit wild wachsenden Pflanzen und künstlich angelegte Pflanzenbeetkläranlagen insbesondere Schilfbeetkläranlagen gezählt.

Da der Anteil suspendierter und absetzbarer Stoffe (s. 2.5.2) sowie deren CSB- und TP-Konzentration im Abwasser von Kreislaufanlagen (s. 2.6.1) hoch ist, sollte vor der Einleitung in Abwasserteiche oder Anlagen der Abwasserlandbehandlung immer eine Abtrennung der partikulären Substanz vorgenommen werden. Nur so lassen sich übermäßige Schlammansammlungen bzw. ein Zusetzen der Wurzelsysteme verhindern. Als Zweites hat die hohe CSB-Belastung des Abwassers oft die Ausbildung anaerober Verhältnisse zur Folge, die für die angestrebten Abbauprozesse meist nicht erwünscht sind.

Andererseits zeigen überschlägige Bilanzen und die wenigen vorhandenen Beispiele, dass lediglich eine Abtrennung der mit hohen P- und CSB-Anteilen versehenen Feststoffe nicht ausreichend ist, um die TP-, TN- und CSB-Konzentrationsverringerung des Überstands- bzw. Klarwasser um mindestens 80 - 90 % zu erreichen. Damit sind derartige Vorgehensweisen als alleinige Behandlungsmethoden für das Abwasser aus geschlossenen Kreislaufanlagen ungeeignet.

Wird als erste Stufe der Abwasserbehandlung eine Fest-Flüssig-Trennung vorgenommen, so ist die Realisierung einer effektiven mechanischen Reinigung zur schnellen und möglichst weitgehenden Entfernung des überwiegend bzw. in hohem Maße in der partikulären Substanz gebundenen Phosphors und organischen Substanz von entscheidender Bedeutung. Nur dadurch kann die Konzentrationserhöhungen an SRP und  $\text{NH}_4$  sowie gegebenenfalls  $\text{cBSB}_5$  verhindert bzw. begrenzt werden (s. 2.6.2).

Dieses Problem wurde in den Anlagen mit Abwasserteichen oder Abwasserlandbehandlung bisher vernachlässigt und führte in einigen Fällen zur Nichterreichung der geforderten Ausleitungswerte der gesamten Wasseraufbereitung. Lediglich für die Aufzucht wasserbaulicher Nutzpflanzen mit Hilfe des Abwassers aus geschlossenen Kreislaufanlagen ist eine Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen in Folge der Remobilisierungsvorgänge günstig.

Für diese Aufgabe erscheinen drei Verfahren prinzipiell denkbar (s. 2.6.2): Siebtrommelfilter, Sedimentationsbecken mit Räumern oder Dortmundbrunnen sowie Anwendung von Flockungs- und Fällungsmitteln und Entnahme des Schlammes mit Hilfe von Bandfiltern (Abb. 4). Daneben lassen sich diese Verfahren auch miteinander kombinieren.

Siebtrommelfilter ermöglichen eine schnelle und kontinuierliche Entfernung der Feststoffe aus dem Abwasser mit hohem Wirkungsgrad (s. 2.5.4.2). Zur Steigerung der Feststoffentnahme können Siebfilter und anschließend eine Sedimentation, z. B. mittels Dortmundbrunnen, miteinander kombiniert werden (BERGHEIM 1993a). Für Dortmundbrunnen sind Entnahmeraten in Tab. 15 angegeben. Durch die Abführung der abgesetzten Feststoffe in kurzen Zeitabständen lassen sich diese Werte wahrscheinlich noch verbessern und die Prozesse der Nährstoffremobilisierung verringern. Bei ROQUE D'ORBCASTEL u. BLANCHETON (2007) wurde eine zeitplangesteuerte Schlammableitung (10 Sekunden alle zehn Minuten), ergänzt durch Öffnung bei erhöhter Trübung des Überlaufwassers (25 Sekunden alle sechs Minuten) beschrieben. Die vorherige Zugabe und Vermischung von Fällungs- und Flockungsmitteln im vorgelagerten Ausgleichs- bzw. Sammelbecken ist eine weitere Kombinationsmöglichkeit zur Funktionsverbesserung.

Entnahmeraten bei der Zugabe und Vermischung von Flockungs- und Fällungsmitteln und die anschließende Entnahme des Schlammes mit Hilfe eines Bandfilters wurden ebenfalls in Tab. 15 aufgeführt.

Bei allen drei Verfahren ist als Puffer für das gegebenenfalls diskontinuierlich zugeführte und kontinuierlich abzuführende Abwasser ein Ausgleichs- bzw. Sammelbecken erforderlich. In diesem Becken müssen durch O<sub>2</sub>-Eintrag und Bewegung des Wasserkörpers das Absetzen von Schlammpartikeln und ein anaerober Zustand verhindert werden. Mittelblasige Druckluftbelüftung, ergänzt durch Rührer sind dazu geeignete Verfahren (Abb. 3).

Zusätzlich können in einem entsprechend dimensionierten Ausgleichs- bzw. Sammelbecken bereits P-Fällungsmittel und Flockungsmittel hinzudosiert werden.

Eine zweite Sedimentationsstufe für den abgetrennten Schlamm, zum Beispiel ein Dortmundbrunnen, kann zur weiteren Schlammeindickung sinnvoll sein, um die Transportkosten für die Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen oder die Lieferung in ein Klärwerk zu verringern. Bei der Anwendung von Flockungsmitteln ist das in der Regel nicht notwendig.

In den betrachteten deutschen Kreislaufanlagen mit einem natürlichen Abwasseraufbereitungsverfahren werden nahezu immer Sedimentationsbecken zur Abtrennung der partikulären Substanz genutzt. Der abgesetzte Schlamm wird diskontinuierlich entnommen und in Biogasanlagen oder als Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen genutzt oder an Klärwerke abgegeben. Das Überstandswasser wird der „Behandlungsfläche“ zur Aufbereitung zugeleitet.

Eine derartige Fest-Flüssig-Trennung ist auch erforderlich, wenn das Abwasser Wasserspeichern zugeführt wird, um anschließend auf landwirtschaftlichen Flächen verregnet zu werden (s. 2.6.3.2 und Abb. 4)

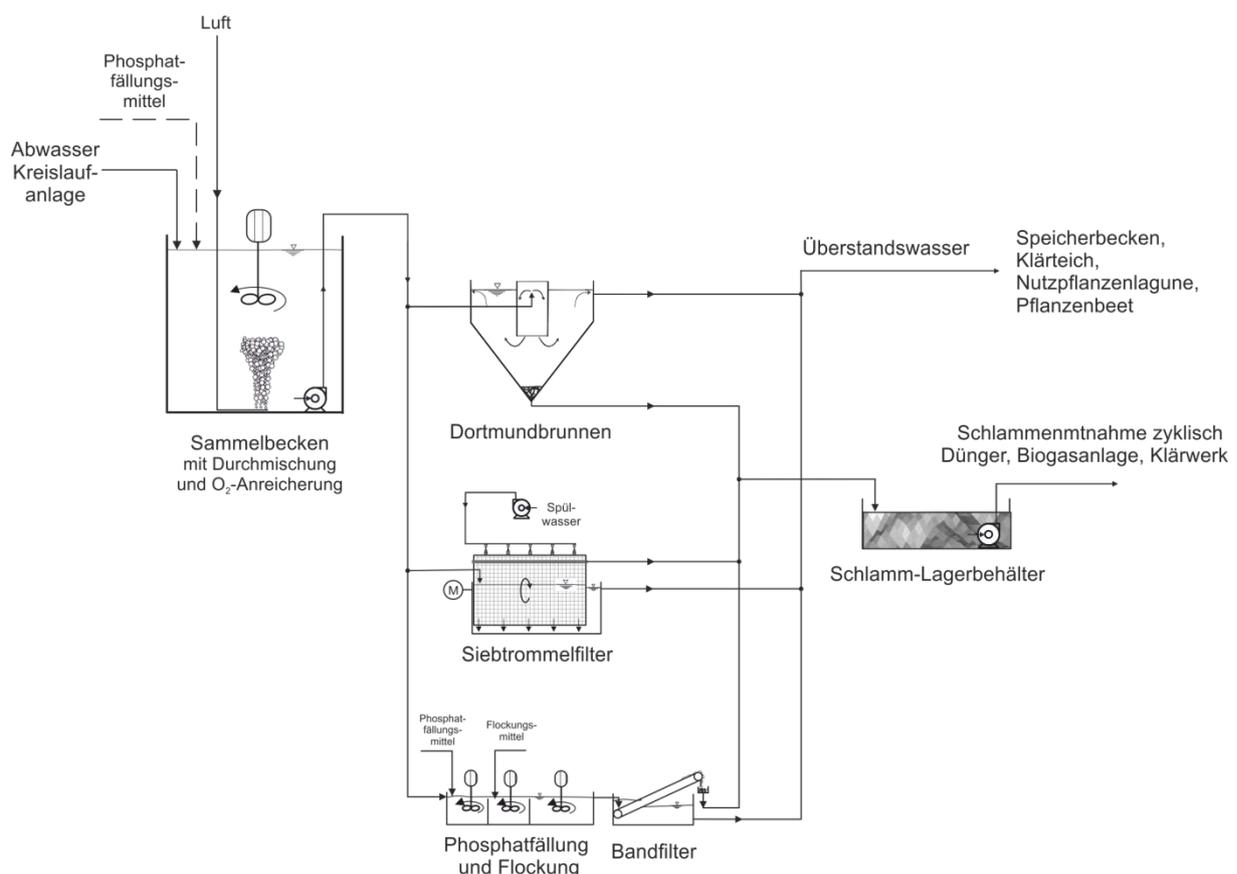


Abb. 3: Möglichkeiten der Gestaltung einer effektiven Fest-Flüssig-Trennung als erste Stufe der Abwasserbehandlung durch natürliche Verfahren

Zur Abwasserreinigung für die anschließende Einleitung in Oberflächengewässer wurden bisher folgende natürlichen Verfahrensweisen angewandt: Klärteiche u. U. mehrstufig und mit Belüf-

tung, gegenüber dem Erdreich abgedichtete Lagunen zur Aufzucht wasserbaulicher Nutzpflanzen mit anschließenden Karpfenteichen und gegenüber dem Erdreich abgedichtete Pflanzenkläranlagen (Abb. 4).

Nur ein Teil dieser Lösungen wurde systematisch dimensioniert und projiziert. Nachteile dieser Verfahren sind die mangelnden Beeinflussungsmöglichkeiten der Abbauprozesse nach Fertigstellung der Anlagen und deren jahreszeitliche Schwankungen.

Zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit der gesamten Abwasserbehandlung mit natürlichen Verfahren könnte vor allem die erste Behandlungsstufe verändert werden.

Statt einer effektiven Schlammabtrennung, gegebenenfalls unter Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln könnte auch eine mehrstufige Behandlung mit Elementen der biologischen Abwasserbehandlung vorgenommen werden. Die verfahrenstechnische Gestaltung müsste folgende Elemente enthalten: Sedimentationsbecken mit einfacher zyklischer Feststoffentnahme (Dortmundbrunnen) in dem sich anaerobe Verhältnisse zur Denitrifikation einstellen. Gegebenenfalls kann im Zulauf mit entsprechender Zumischungseinrichtung die Zugabe von P-Fällungsmitteln, Flockungsmitteln und einer C-Quelle für die Denitrifikation erfolgen. Das Überstandswasser wird einem zweiten aerob gehaltenen Becken zugeführt, in dem der Abbau der organischen Substanz durch ein belüftetes Tropfkörperverfahren erfolgt. Ein Teil des abfließenden Wasser aus der zweiten Stufe wird zur Verringerung der Nitratkonzentration wieder zur ersten Stufe zurückgeführt. Die dritte Stufe beinhaltet einen weiteren Dortmundbrunnen zur Nachklärung.

Diese Verfahrensweise müsste in einer Praxisanlage erprobt werden und könnte die flächenintensiven natürlichen Abwasserbehandlungsverfahren entlasten und stabilisieren.

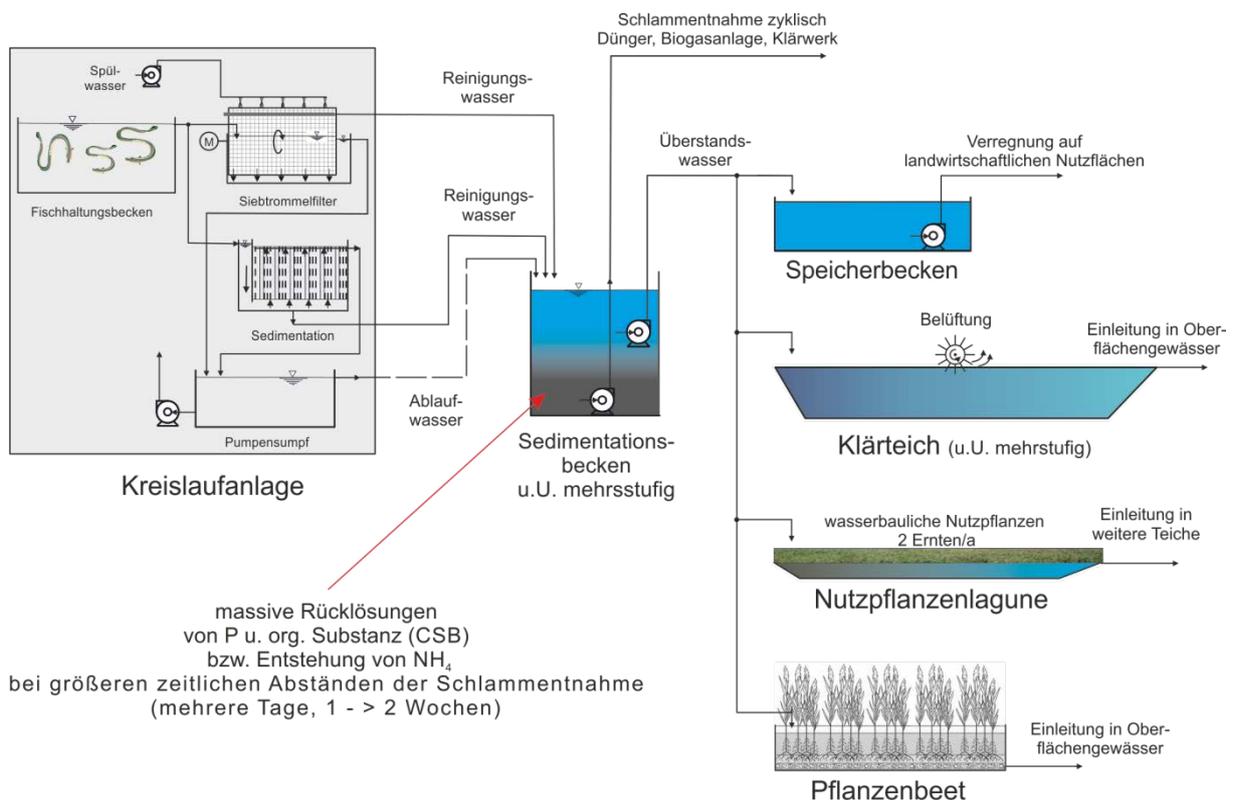


Abb. 4: Beispiele für natürliche Verfahren zur Abwasserbehandlung geschlossener Kreislaufanlagen

### 2.6.3.5 Komplett künstliche Abwasserbehandlungsanlagen

Komplette künstliche Abwasserbehandlungsanlagen auf der Basis biologischer Kläranlagen mit anschließender P-Fällung bieten die weitreichendsten Möglichkeiten die Parameter des ausgeleiteten Wasser zu beeinflussen und stabil einzuhalten.

Die größeren geschlossenen Kreislaufanlagen in Deutschland haben Abwasseraufbereitungsanlagen auf dieser Grundlage realisiert. Neben z. T. fehlenden Flächen für natürliche Verfahren durch die Ansiedelung in Gewerbegebieten sind vor allem die Anforderungen der Wasserbehörden, die vorgegebenen Einleitungswerte kontinuierlich einzuhalten, dafür maßgebend.

Zum einen lässt sich die serielle Anordnung der einzelnen Prozesse bzw. Stufen anwenden: vorgeschaltete Denitrifikation, Belebungs- und Nitrifikationsstufe, Nachklärung sowie Phosphatfällung und Flockung und anschließender Bandfilter (Abb. 5). Zur Denitrifikation erfolgt die Zugabe organischer Substanzen. Die erforderliche Konzentration des Belebtschlammes wird durch die Rückführung des in der Nachklärung abgesetzten Schlammes vorgenommen. Zur Denitrifikation des in der Nitrifikation entstandenen Nitrats wird aus dem Belebungs- und Nitrifikationsbecken ebenfalls Wasser zum Einlauf des Denitrifikationsbeckens zurückgeführt. Gleichzeitig werden ein Teil des Wassers zur Entfernung von Überschussschlamm aus dem Nitrifikationsbecken und das Überstandswasser aus der Nachklärung den Fällungsbecken und anschließend den Flockungsbecken zugeführt. Die anschließende Schlammmentfernung erfolgt mit Bandfiltern.

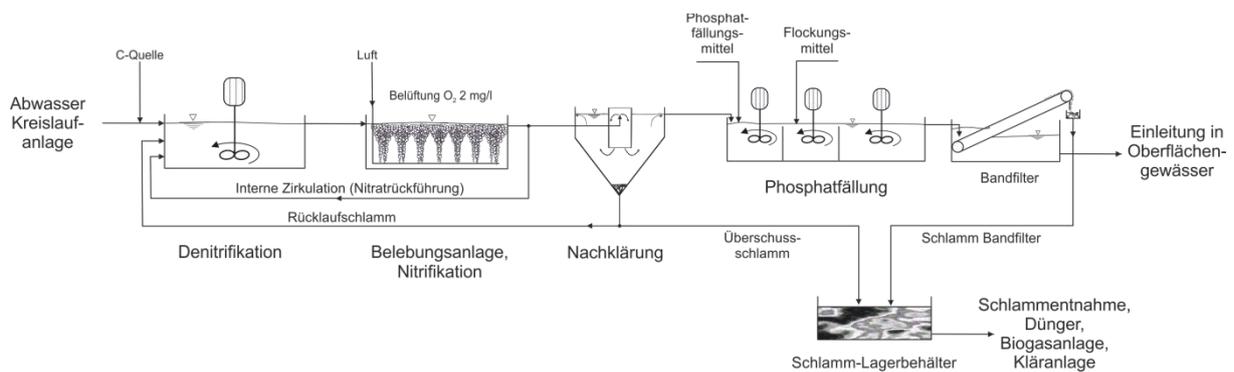


Abb. 5: Verfahrensschema einer dreistufigen Abwasserbehandlungsanlage für eine geschlossene Kreislaufanlage mit serieller Anordnung der einzelnen Prozesse bzw. Stufen

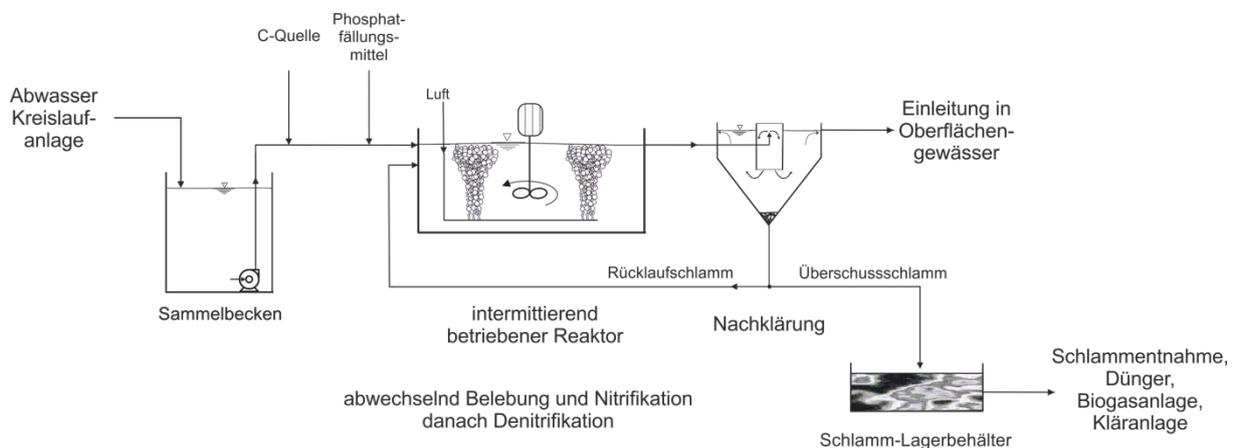


Abb. 6: Verfahrensschema einer Abwasserbehandlungsanlage für eine geschlossene Kreislaufanlage mit intermittierend arbeitendem Denitrifikations/Belebungs-Nitrifikations-Reaktor (Phosphatfällung wie in Abb. 5)

Eine andere Betriebsweise derselben Prozesse bzw. Stufen sind intermittierend arbeitende Reaktoren mit anschließender Nachklärung, in denen die aufgeführten Stufen zeitlich nacheinander ablaufen. Der Vorteil besteht darin, dass nur ein Becken notwendig ist. Der Nachteil liegt im Regelungsaufwand (Abb. 6).

### 3. Fazit

Geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen weisen gegenüber anderen Verfahren der Fischproduktion unter dem Aspekt der Erzeugung geringer Umweltbelastungen und einer geringen Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen wesentliche Vorteile auf. Ein weiterer Vorteil besteht in dem höheren Grad der Standortunabhängigkeit, insbesondere von großen Wassermengen aus Oberflächengewässern.

Für die Abwasseraufbereitung aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen der Fischproduktion gibt es gegenwärtig keinen Stand der Technik, weder in einem Anhang zur Abwasserverordnung noch als Darstellung anerkannter technischer Lösungen. Hinzu kommt, dass belastbare Fracht- und Konzentrationswerte des Abwassers aus der eigentlichen Fischproduktionsanlage nicht vorliegen. Dasselbe gilt für die von den Wasserbehörden geforderten Einleitungswerte in Oberflächengewässer. Dadurch werden die wasserrechtliche Genehmigung derartiger Fischproduktionsanlagen und die Realisierung der erforderlichen Abwasserbehandlungsanlagen erschwert.

Die Aufarbeitung des gegenwärtigen Standes dieser Problematik und die Erarbeitung erster Lösungsansätze war Inhalt des Projektes. Es sollte eine fachliche Grundlage für weitere Arbeiten auf dem Gebiet der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen geschaffen werden. Dazu wurde in erster Linie eine Aufarbeitung der vorhandenen Fachliteratur sowie der behördlichen und fachlichen Regelungen vorgenommen. Daneben wurde durch Kontaktierung und Besuch bestehender Anlagen der gegenwärtige Entwicklungsstand der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen in Deutschland recherchiert und systematisiert. Weiterhin wurden ergänzende punktuelle Messungen in einzelnen Anlagen vorgenommen.

Die gegenwärtigen behördlichen und fachlichen Anforderungen, die sich insbesondere aus den wasserrechtlichen Festlegungen sowie dem LAWA-Papier „Hinweise zur Verringerung der Gewässerbelastung durch die Fischhaltung“ (LAWA 2003) ergeben, lassen sich folgendermaßen zusammenfassen.

Die von den Wasserbehörden geforderten Einleitungswerte in Oberflächengewässer für geschlossene Kreislaufanlagen orientieren sich häufig am Anhang 1 GR. 4 AbwV oder Anhang 7 AbwV. Sie unterliegen nach dem Immissionsansatz aber einer sehr großen Variationsbreite. Dadurch ist die Anwendung vorgefertigter anlagentechnischer Lösungen nur begrenzt möglich und es werden immer angepasste, standortbezogene Projektierungslösungen erforderlich sein.

Aus den Frachtwerten der gewässerbelastenden Stoffe TP,  $N_{\text{anorg}}$  und CSB im Abwasser geschlossener Kreislaufanlagen, die in den „Hinweisen...“ angegeben wurden, ergeben sich bei dem üblichen Frischwassereinsatz Abwasserkonzentrationen, die immer eine leistungsfähige Abwasseraufbereitungsanlage erfordern, um in Oberflächengewässer einleiten zu können.

Durch die fehlende Festlegung eines Standes der Technik ist die Grundlage für die Halbierung der Abwasserabgabe geschlossener Kreislaufanlagen nicht vorhanden. Eine rechnerische Abschätzung der Abwasserabgabe ergibt Kosten von 40 - 80 €/pro Tonne produziertem Fisch.

Die Nutzung von Abwasser, eingedicktem Abwasser oder Schlamm aus geschlossenen Kreislaufanlagen der Fischproduktion kann auf der Basis der Bioabfallverordnung (BioAbfV) bzw. der neuen Düngemittelverordnung (DüMV) erfolgen.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Gestaltung, Dimensionierung und Realisierung von Abwasserbehandlungsanlagen bzw. -technologien geschlossener Kreislaufanlagen ist die Kenntnis der Abwasserfrachten bzw. -konzentrationen aus der eigentlichen Fischproduktionsanlage mit ihrem internen Reinigungssystem.

In den meisten geschlossenen Kreislaufanlagen wird das Abwasser nahezu ausschließlich in Form des Reinigungswassers der mechanischen Reinigung mit Siebfiltern oder Absetzbecken ausgeleitet. Die Abwasserfrachten bzw. -konzentrationen sind von der Frischwassermenge, der

Art und Menge der Stoffwechselprodukte der Fische sowie den mechanischen, chemischen und biologischen Trennungs-, Umsetzungs- und Abbauprozessen in der internen Wasserreinigung der Kreislaufanlage abhängig. Zusätzlich ist eine Unterscheidung zwischen Anlagen mit und ohne Denitrifikation erforderlich.

Der Ermittlung der Abwasserfrachten bzw. -konzentrationen geschlossener Kreislaufanlagen sind sowohl anhand von Messungen als auch auf der Basis von Bilanzierungen der Stoffströme Genauigkeitsgrenzen gesetzt, so dass beide Vorgehensweisen parallel sinnvoll sind.

Zu diesem Zweck wurden die vorhandenen Modellansätze zur Beschreibung der Stoffströme der gewässerbelastenden Stoffe in geschlossenen Kreislaufsystemen dargestellt und spezifiziert.

Als erstes wurden die Verfahren zur Ermittlung der Emissionen des Fischbestandes aufbereitet und für beispielhafte Berechnungen genutzt. Diese stellen die Input-Stoffströme für das anlageninterne Wasserreinigungssystem dar. Neben der zugwuchsbezogenen Ermittlung der Phosphor- und Stickstoff-Emissionen wurden Modellansätze und Untersuchungsergebnisse zur Bestimmung der CSB-Frachten im Kot der Fische und in der löslichen Phase spezifiziert und praktisch nutzbare Ergebnisse erarbeitet. Die futterbezogenen Emissionswerte betragen für beispielhafte Praxisvoraussetzungen 5,7 g TP/kg Futter, 46 g TN/kg Futter und 282 g CSB/kg Futter.

Bereits die Art der Futtermittel, der Fütterung und des Bestandsmanagements, d. h. die Bewirtschaftungsprozesse des Fischbestandes, haben einen großen Einfluss auf die Höhe der Emissionen und damit auch auf die Kosten für die Abwasserbehandlung und die Abwasserfrachten.

Die anschließend vorgenommene Bilanzierung der Stoffumwandlungs- oder -entfernungsprozesse im internen Reinigungssystem geschlossener Kreislaufanlagen stellt noch Neuland dar. Die sich abspielenden Trennungs-, Umsetzungs- und Abbauprozesse der gewässerbelastenden Stoffe TP, TN und CSB werden durch die mechanischen Reinigung, den Abbau der organischen Substanz und die Arbeitsweise der Nitrifikation und Denitrifikation beeinflusst. Sie führen zu CSB-Frachten und -konzentrationen im ausgeleiteten Wasser, die ca. ein Drittel unter den Emissionswerten der Fische liegen. Der Stickstoffabbau ist durch die Höhe der diffusen Denitrifikation anlagenspezifisch. Gegebenenfalls kann ein zusätzlicher Stickstoffabbau und bei der Nutzung des Reinigungswassers als Kohlenstoffquelle auch des CSB durch eine zusätzliche Denitrifikationsstufe erfolgen. Die Phosphorfracht wird in ihrer Höhe nicht durch die interne Reinigung beeinflusst. Für diese Bilanzierungsansätze wurde die bisher einzige Darstellung auf diesem Gebiet von EDING u.a. (2009) genutzt.

Zur Festlegung von Frachtwerten für das Abwasser aus geschlossenen Kreislaufanlagen (ohne Denitrifikation) wurden Daten aus Literaturangaben, die Mittelwerte der eigenen punktuellen Messungen sowie die bilanzierten Werte zusammengefasst. Als neu festgelegte Frachtwerte ergeben sich 7,0 g TP/kg Futter, 50 g TN/kg Futter und 250 g CSB/kg Futter. Die in den „Hinweisen ...“ im Wesentlichen abgeschätzten Frachten für TN (40 g/kg Futter) und CSB (100 g/kg Futter) sind als zu niedrig einzustufen.

Auf der Grundlage der üblichen Werte für den spezifischen Frischwassereinsatz geschlossener Kreislaufanlagen lassen sich mit den festgelegten Frachten Konzentrationswerte des Abwassers der Anlagen ermitteln. Diese weisen verschiedene repräsentative Bewirtschaftungsweisen und einen spezifischen Frischwassereinsatz von 0,1 - 0,2 m<sup>3</sup>/t\*h (ca. 10 - 20 % Wassertausch der Anlage pro Tag) für TP, TN und CSB einen Bereich von 15 - 41 mg/l, 104 - 292 mg/l und 521 - 1.458 mg/l auf. Die eigenen punktuellen Messwerte und die wenigen in der Fachliteratur angegebenen Werte liegen ebenfalls in dieser Größenordnung.

Diese Konzentrationshöhen sind mit belastetem kommunalem Abwasser zu vergleichen und unterstreichen die Notwendigkeit leistungsfähiger Anlagen bzw. Verfahren zur Abwasserbehandlung oder -entsorgung für geschlossene Kreislaufanlagen.

Auf der Basis des Vergleichs der Abwasserwerte aus geschlossenen Kreislaufanlagen mit den Einleitungskonzentrationen in Oberflächengewässer nach Anhang 1 GK 4 AbwV ergeben sich bei dem üblicherweise angestrebten geringen Frischwassereinsatz um 0,1 m<sup>3</sup>/t\*h bzw. 10 % Wasseraustausch pro Tag erforderliche Abbauraten für TP, TN und CSB von 90 % und mehr.

Das Abwasser aus geschlossenen Kreislaufanlagen besitzt ein Verhältnis der einzelnen Parameter CSB : TN : TP von ca. 34 : 6 : 1. Gegenüber dem mittleren Verhältnis für kommunales Abwasser ist das Abwasser aus geschlossenen Kreislaufanlagen durch einen höheren TN- und einen geringeren CSB-Anteil gekennzeichnet.

In der internationalen Fachliteratur konzentrieren sich die wenigen Darstellungen der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen vornehmlich auf Verfahren der Fest-Flüssig-Trennung für die aus der eigentlichen Produktionsanlage abgegebenen Sekundärschlämme. Das Ziel dieser Eindickung besteht vornehmlich in der Senkung der Transport- bzw. Entsorgungskosten. Die höchsten Entnahmeraten der gewässerbelastenden Stoffe und die geringsten Nährstoffrücklösungen werden durch die Einbringung von Fällungs- und Flockungsmitteln und die anschließende Schlammabtrennung mittels Bandfilter erreicht. Allerdings erfolgt dabei keine Entnahme bzw. Umwandlung des anorganischen Stickstoffs. In erster Linie werden aber Sedimentationseinrichtungen angewandt. Diese müssen eine hydraulische Oberflächenbelastung unter 1 m/h und eine Schlammmentnahme in kurzen Zeitabschnitten aufweisen. Für die Schlammeindickung ohne den Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln erscheinen Dortmundbrunnen am besten geeignet.

Für die anschließende Aufbereitung des Überlaufwassers, die notwendig ist um eine Einleitung in Oberflächengewässer vorzunehmen, werden in der Fachliteratur Klärteiche oder Schilfbeckkläranlagen angegeben, aber keine konkreten Beispiele für geschlossene Kreislaufanlagen dargestellt. Dasselbe gilt für den Einsatz konzentrierter künstlicher Abwasseraufbereitungstechnologien mit der Ausnahme einer sehr komplizierten kleintechnischen Anlage.

Die in der Fachliteratur dargestellten Beispiele, meist kleintechnischer oder halbertechnischer Anlagen sind nicht geeignet, die Abbauraten der in Deutschland relevanten wasserrechtlichen Parameter von 90 % und mehr zu gewährleisten.

Es gibt in Deutschland zur Zeit ca. 18 größere geschlossene Kreislaufanlagen mit einem Produktionsumfang über ca. 30 t/a. Die Anlagen wurden besucht oder es wurden Informationen über die Art und Weise der Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung bei den Betreibern eingeholt.

Die realisierten Anlagen bzw. Verfahren zur Abwasseraufbereitung reichen von der Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, der Abgabe in die Kanalisation, der Aufbereitung durch Sedimentationsbecken sowie anschließende Klärteiche und Pflanzenkläranlagen bis zu kompletten biologischen Abwasseraufbereitungsanlagen mit Phosphorfällung.

Für die Erreichung der aufgeführten sehr hohen Abbauraten zur Einleitung in Oberflächengewässer kommen in erster Linie komplette biologische Abwasserbehandlungsanlagen mit Phosphorfällung in Frage.

Sollen natürliche Verfahren wie Klärteiche, Lagunen oder Schilfbeckkläranlagen eingesetzt werden, so ist eine Vorbehandlung mindestens in Form einer sehr effektiven zweiten Fest-Flüssig-Trennung erforderlich. Dadurch soll ein wesentlicher Anteil des Phosphors und der organischen Substanz der Emissionen der Fische bereits mit dem Schlamm entnommen werden und Rücklösungen unterbunden werden. Auf diese Art und Weise kann eine wichtige Entlastung der flächenintensiven natürlichen Abwasserbehandlungsverfahren erfolgen. Dortmundbrunnen, Siebtrommelfilter und Bandfilter nach der Zugabe von Flockungsmitteln bzw. die Zugabe von Phosphorfällungsmitteln für alle Verfahren sind dafür geeignet. Zur Beschickung dieser Verfahren ist das Anlagenwasser in einem Ausgleichs- bzw. Sammelbehälter anaerob und in Bewegung zu halten.

Eine weitere Verbesserung dieser Vorbehandlung wäre durch eine mehrstufige Abwasseraufbereitung mit Elementen der biologischen Abwasserbehandlung möglich, die die Stufen Denitrifikation, Belebung und Nitrifikation mit untergetauchtem Tropfkörper und Nachklärung sowie Wasserrückführung zur Denitrifikation enthalten müsste.

Daneben gibt es unterschiedliche Formen der Schlammnutzung bzw. -entsorgung.

Die erarbeiteten Grundlagen zur Problematik der Abwasseraufbereitung geschlossener Kreislaufanlagen stellen eine Basis für die fachlich fundierte Vorgehensweise potenzieller Errichter oder Betreiber von Kreislaufanlagen bei der Beantragung einer wasserrechtlichen Erlaubnis dar. Die zunächst orientierend festgelegten Input- und Output-Werte bilden die vorläufige Grundlage für die Projektierung und Errichtung von Abwasseraufbereitungsanlagen geschlossener Warmwasser-Kreislaufanlagen.

Die dargestellten Praxisbeispiele geben das Spektrum der entwickelten und angewandten Methoden und Verfahren für die Abwasserbehandlung geschlossener Kreislaufanlagen in Deutschland an und stellen eine erste grobe Orientierung für den Stand der Technik dar.

Alle Anlagen werden erst seit kurzem bzw. wenigen Jahren betrieben und erfordern weitere Anpassungen und Verbesserungen. Genauere Anlagen- und Prozessparameter zur verallgemeinerten Darstellung und Verfahrensbeschreibung sowie weiteren Nutzung wurden noch nicht aufgenommen bzw. liegen nicht vor.

Zur Verbesserung der gegenwärtigen Situation im Hinblick der Erarbeitung eines Standes der Technik und der Nachnutzung der bereits vorhandenen Lösungen sind folgende weitere Arbeiten notwendig:

- Erarbeitung von genaueren Bilanzierungen zur Beschreibung der Stoffströme und erzeugten Fracht- und Konzentrationswerten in den sehr unterschiedlich gestalteten Kreislaufanlagen und praktische Überprüfung der erarbeiteten Modelle
- Entwicklung und Erprobung der aufgeführten Vorbehandlungsverfahren für die natürliche Abwasserbehandlung und gegebenenfalls erster Abwasseraufbereitungsstufen, die zwischen der geschlossenen Kreislaufanlage und den natürlichen Abwasserbehandlungsverfahren geschaltet werden.
- Erarbeitung und Vervollkommnung von Prozess- und Betriebsparametern sowie der verschiedenen Anlagengestaltungen kompletter biologischer Abwasserbehandlungsanlagen mit Phosphorfällung für geschlossene Kreislaufanlagen
- Erarbeitung und Vervollkommnung von Prozess- und Betriebsparametern sowie der verschiedenen Anlagengestaltungen der Abwasserlandbehandlung in Klärteichen und Pflanzenkläranlagen
- Ermittlung von genaueren Anlagen- und Prozessparametern von repräsentativen Beispielsanlagen in der Praxis und Begleitung bei deren Verbesserung und Vervollkommnung
- Verallgemeinerte Darstellung und Verfahrensbeschreibung geeigneter Technologien von Abwasserbehandlungsanlagen im Anschluss von geschlossenen Kreislaufanlagen
- Fragen der Schlammaufbereitung und -nutzung vor dem Hintergrund der neuen Düngemittelverordnung und den immer begrenzteren Möglichkeiten der Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen.

Bisher wurden die Erkenntnisse aus dem Projekt in Folgenden Vorträgen dargestellt:

RÜMMLER, F.: Was kommt raus aus geschlossenen Kreislaufanlagen? Abwasseraufbereitung - Stand, Defizite und Entwicklungserfordernisse. Forum Aquakultur auf der Euro-Tier 2014, 14.11.14, Hannover

RÜMMLER, F.: Abwasseraufbereitung geschlossene Kreislaufanlagen. 36. Sitzung des DLG-Ausschusses für Aquakultur am 17.03.2015, Gersfeld

Die Erkenntnisse aus dem Projekt werden in einem Merkblatt des DLG-Ausschusses „Fischzucht und Fischhaltung“ dargestellt bzw. fließen in ein gegenwärtig bearbeitetes DWA-Merkblatt „Wasseraufbereitung/Abwasserbehandlung in der Fischzucht“ (M 777) ein.

## 4. Literatur

ANONYM (2012): In neun Monaten vom Ei bis zum 850 Gramm-Fisch. Fischmagazin, 12, 72 - 81

AZEVEDO, P. A., CHO, C. Y., LEESON, S. u. BUREAU, D. P. (1998): Effects of feeding level and water temperature on growth, nutrient and energy utilization and waste outputs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquat. Living Resour. 11 (4), 227 - 238

AZEVEDO, P. A., PODEMSKI, C. L., HESSLEIN, R. H., KASIAN, S. E. M., FINDLAY, D. L. u. BUREAU, D. P. (2011): Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. Aquaculture 311, 175 - 176

BERGHEIM, A., KRISTIANSEN, R. u. KELLY, L. (1993): Treatment and utilization of sludge from landbased farms for salmon. In: WANG, J.-K.: Proceedings of an Aquacultural Engineering Conference 21. - 23.6.1993, Spokane, Washington, 486 - 495

BERGHEIM, A., SANNI, S. INDREVIK, G. u. HOLLAND, P. (1993a): Sludge removal from salmonid tank effluent using rotating microsieves. Aquacultural Engineering 12, 97 - 103

BERGHEIM, A., CRIPPS, S. J. u. LILTVED, H. (1998): A system for the treatment of sludge from land-based fish-farms. Aquat. Living. Resour. 11 (4), 279 - 287

BÖER, M. (2009): Der Anlagentyp BigPool<sup>3</sup>. Big Dutchman International GmbH. 21 S.

BOVENDEUR, J.; EDING, E. H. u. HENKEN, A. M. (1987): Design and Performance of a Water Recirculation System for High-Density Culture of the African catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell 1822). Aquaculture 63, 329 - 353

BOYD, C. E. (1995): Bottom Soils, Sediment and Pond Aquaculture. 348 S.

BRÄMICK, U. (2014): Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2013. <http://www.ifb-potsdam.de/de-de/ver%C3%B6ffentlichungen/downloads.aspx>

BRAZIL, B. L. u. SUMMERFELT, S. T. (2006): Aerobic treatment of gravity thickening tank supernatant. Aquacultural engineering and environment, 34, 119 - 151

BRINKER, A. (2007): Sludge production and the mechanical treatment of waste. Aquacultural engineering and environment, 119 - 151

BRINKER, A. (2009a): Guar gum in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) feed: The influence of quality and dose on stabilisation of faecal solids. Aquaculture 267, 315 - 327

BRINKER, A. (2009): Improving the mechanical characteristics of faecal waste in rainbow trout: the influence of fish size and treatment with a non-starch polysaccharide (guar gum). Aquaculture Nutrition 15, 229 - 240

BRINKER, A., BERG, R. u. RÖSCH, R. (2006): Neue Methoden in der Forellenzucht: Wege zur Minimierung der Ablaufwasserbelastung. Grundlagen und Technik. Berichte zur Fischereiforschung Baden-Württemberg, 55 S.

- BUREAU, D. P., GUNTHER, S. T. u. CHO, C. Y. (2003): Chemical Composition and Preliminary Theoretical Stimates of Waste Outputs of Rainbow Trout Reared in Commercial Cage Culture Operations in Ontario. *North American Journal of Aquaculture* 65, 33 - 38
- CHEN, S., NING, Z. u. MALONE, R. F. (1996): Aquaculture sludge treatment using an anaerobic and facultative lagoon system. In: LIBEY, G. S. u. TIMMONS, M. B.: Proceedings from the conference "Successes and failures in commercial recirculating aquaculture" Roanoke Virginia, 421 - 430
- CHEN, S., COFFIN, D. E. u. MALONE, R., F. (1997): Sludge production and management for recirculating aquacultural systems. *Journal of the World Aquaculture Society* 28, No. 4, 303 - 315
- CHEN, S., LING, J. u. BLANCHETON, J.-P. (2006): Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering* 34, 179 - 197
- CHEN, S., SUMMERFELT, S., LOSORDO, T. u. MALONE, R. (2002): Recirculating systems, effluents, and treatments. In: TOMASSO: Aquaculture and the environment in the United States. U.S. Aquaculture Society, 119 - 140
- CHO, C. Y. u. BUREAU, D. P. (1998): Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquat. Living Resour.* 11(4) 199 - 210
- CHO, C. Y., HYNES, J. D., WOOD, K. R, u. YOSHIDA, H. K. (1991): Quantitation of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods; the development of high nutrient dense (HND) diets. In: COWEY, C. B. u. CHO, C. Y.: Nutritional strategies and aquaculture waste. Proceedings of the first international Symposium on Nutritional strategies and aquaculture waste. Guelph, Ontario, 37 - 50
- CHO, C. Y., HYNES, J. D., WOOD, K. R, u. YOSHIDA, H. K. (1994): Development of high-nutrient-dense diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. *Aquaculture* 124, 293 - 305
- CHO, C. Y., u. BUREAU, D. P. (1997): Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. *The Progressive Fish-Culturist* 59, 155 - 160
- CHOWDHURY, M. A. K., SIDDIQUI, S., HUA, K. u. BUREAU, D. P. (2013): Bioenergetics-Based Factorial Model to Determine Feed Requirement and Waste Output of Tilapia Produced under Commercial Conditions. *Aquaculture* 410 - 411, 138 - 14.
- COPPENS INTERNATIONAL (2014):  
[HTTP://WWW.COPPENS.EU/GALLERY/DUITSE\\_BROCHURES/2013/VOEDERPROTOCOLLEN/FP\\_TILAPICO\\_DE\\_2013MAIL.PDF](http://www.coppens.eu/gallery/duitse_brochures/2013/voederprotocollen/fp_tilapico_de_2013mail.pdf)
- CRIPPS, S. J. u. BERGHEIM, A. (2000): Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering* 22, 33 - 56
- CRIPPS, S. J. u. KELLY, L. A. (1996): Reduction in wastes from aquaculture. In: BAIRD, D. J., BEVERIDGE, M., KELLY, L. u. MUIR, J.: Aquaculture and water resource management, 166 - 201
- DALSGAARD, J. u. PEDERSEN, P. B. (2011): Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 313, 92 - 99

- DAVIDSON, J. u. SUMMERFELT, S. (2004): Solids flushing, mixing, and water velocity profiles within large (10 and 150 m<sup>3</sup>) circular “Cornell-type” dual-drain tanks. *Aquacultural Engineering* 32, 245 - 271
- DAVIDSON, J. u. SUMMERFELT, S. T. (2005): Solids removal from a coldwater recirculating System - comparison of a swirl separator and a radial-flow settler. *Aquacultural Engineering* 33, 47 - 61
- EBELING, J. M., SIBRELL, P. L., OGDEN, S. u. SUMMERFELT S. T. (2003): Evaluation of chemical coagulation-flocculation aids for the removal of phosphorus from recirculating aquaculture effluent. *Aquacultural Engineering*, 29, 23 - 42
- EBELING, J. M., RISHEL, K. L. u. SIBRELL, P. L. (2005): Screening and evaluation of polymers as flocculation aids for the treatment of aquacultural effluents. *Aquacultural Engineering* 33, 235 - 249
- EBELING, J. M., WELSH, C.F. u. RISHEL, K.L. (2006): Performance evaluation of an inclined belt filter using coagulation/flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from microscreen backwash effluent. *Aquacultural Engineering* 35, 61 - 77
- EDING, E. H. u. v. WEERD, J. H (1999): Grundlagen, Aufbau und Management von Kreislaufanlagen. In: BOHL, M.: Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. VerlagsUnion Agrar, 436 - 491
- EDING, E. H., KAMSTRA, A., VERRETH, J. A. J., HUISMANN, E. A. u. KLAPWIJK, A. (2006): Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering* 34, 234 - 260
- EDING, E., VERDEGEM, M., MARTINS, C., SCHLAMAN, G., HEINSBROEK, L., LAARHOVEN, B., ENDE, S., VERRETH, J., AARTSEN, F. u. BIERBOOMS, V., (2009): Tilapiazucht in Kreislaufanlagen - Fallstudie in den Niederlanden. In BARDÓCZ, T., OBERDIECK, A. u. VÁRADI, L. (2009): A handbook for sustainable aquaculture. S. 74 - 99  
<http://www.vdbi.de/pages/sustainaqua/informationen.php>.
- EDING, E.H. u. KAMSTRA, A. (2002): Netherlands farms tune recirculation systems to production of varied species. *Global Aquaculture Advocate* 5, 52 - 54
- EICHHOLZ, B. (1997): Wirkungsweise eines Mikrosiebs zur Verbesserung der Ablaufwasserqualität einer Forellenanlage. Diplomarbeit Albert-Ludwig- Universität Freiburg, 102 S.
- EIKEBROKK, B. u. ULGENES, Y. (1993): Characterization of treated effluents from land based fish farms. In: REINERTSEN, H., DAHLE, L.A., JORGENSEN, L. u. TVINNEREIM, K. (Eds.): Proceedings of First International Conference on Fish Farming Technology, August 9 - 12, 1993, Trondheim, Norway. Balkema, Rotterdam, 361 - 366
- FIVELSTAD, S., THOMASSEN, J. M., SMITH, M. J., KJARTANSSON, H. u. SANDO, A. B. (1990): Metabolite production rates from atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) reared in single pass land-based brackish water and sea-water systems. *Aquacultural Engineering* 9, 1 - 21

- FOY, R. H. u. ROSELL, R. (1991): Loading of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture*, 96, 17 - 30
- GARCIA-RUIZ, R. u. HALL, G. H. (1996): Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 145, 183 - 193
- GEBR. POMMEREHNE GBR u.a. (2010): Praktische Erfahrungen bei der Welserzeugung (Afrikanischer Wels - *Clarias gariepinus*) im geschlossenen Kreislauf. In: SCHMIDT-PUCKHABER, B.: *Fisch vom Hof !?, Kontrollierte Fischerzeugung in standortunabhängigen Kreislaufanlagen*, DLG-Verlags-GmbH, 125 - 134
- GIBERSON, A. V. u. LITVAK, M. K. (2003): Effects of Feeding Frequency on Growth, Food Conversion Efficiency, and Meal Size of Juvenile Atlantic Sturgeon and Shortnose Sturgeon. *North American Journal of Aquaculture* 65, 99 - 105
- GÖTHLING, U u. KNÖSCHE, R. (1987): Zur Rolle der Bewirtschaftung und einiger Wasserparameter bei der Satzfishproduktion im geschlossenen Kreislauf. *Z. Binnenfischerei DDR* 34, 283 - 288
- HEINEN, J. M. u. HANKINS, J. A.; ADLER, P. R. (1996): Water quality and waste production in a recirculating trout-culture system with feeding of a higher-energy or a lower-energy diet. *Aquaculture Research* 27, 699 - 710
- HEINSBROEK, L. T. N. u. KAMSTRA, A. (1990): Design and Performance of Water Recirculation Systems for Eel Culture. *Aquacultural Engineering* 9, 187 - 207
- HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANDEN, J. u. ARVIN, E. (2002): *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*. Third edition, Springer Verlag, 430 S.
- JOBLING, M. (1994): *Fish Bioenergetics*. First ed. Chapman Hall, London. S. 96
- JOKUMSEN, A., PEDERSEN, P. B., DALSGAARD, A. J. T., LUND, I., PAULSEN, H., RASMUSSEN, R. S. u. HYLDIG, G. (2009). New methods in trout farming to reduce the farm effluents - Case study in Denmark. In BARDÓCZ, T., OBERDIECK, A. u. VÁRADI, L. (2009): *A handbook for sustainable aquaculture*. 61 - 73. <http://www.vdbi.de/pages/sustainaqua/informationen.php>
- JOKUMSEN, A. u. SVENDSEN, L. M. (2010): Farming of freshwater rainbow trout in Denmark. DTU Aqua report Nr. 219-2010, 47 S.
- KAMSTRA, A., EDING, E. u. SCHNEIDER, O. (2001) Top eel farm upgrades effluent treatment in the netherlands. *Global Aquaculture Advocate* 4, 37 - 38
- KAUSNIK, S. J. (1981): Influence of a rise in temperature on the nitrogen excretion of rainbow trout. *Proc. World Symp. on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems*, Stavanger 28. - 30.5.1980, Vol. I, Berlin, 78 - 89
- KAUSNIK, S. J. u. COWEY, C. B. (1991): Dietary factors affecting nitrogen excretion by fish. In: COWEY, C. B. (1991): *Nutritional strategies and aquaculture waste*. Proceedings of the first International Symposium on nutritional strategies and aquaculture waste. Guelph, 3 - 19
- KELLY, L. A., BERGHEIM, A. u. STELLWAGEN, J. (1997): Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms. *Aquaculture International* 5, 65 - 78

- KIRCHENGESSNER, M., SCHWARZ, F. J. u. ZEITLER, M. H. (1984): Ansatz und Verwertung von Energie bei Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) mit unterschiedlicher Protein- und Energieversorgung. Zeitschrift Tierphysiologie, Tierernährung und Futtermittelkunde 52, 235 - 244
- KNÖSCHE, R. (1994): An Effective Biofilter Type for Eel Culture in Recirculating Systems. Aquacultural Engineering 13, 71 - 82
- KNÖSCHE, R. u. RÜMMLER, F. (1998): Intensive Aquakultur. Vorlesungsskript Humboldt-Universität Berlin, 313 - 444
- LAWA (1991): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland 1990. 37 S. [http://www.lawa.de/documents/Gewaesserguetekarte\\_der\\_BRD\\_1991\\_Text\\_b36.pdf](http://www.lawa.de/documents/Gewaesserguetekarte_der_BRD_1991_Text_b36.pdf)
- LAWA (2003): Hinweise zur Verringerung der Belastung der Gewässer durch die Fischhaltung. Arbeitskreis 61 der LAWA, 80 S.
- LEKANG, O.-I, BERGHEIM, A. u. DALEN, H. (2000): An integrated wastewater treatment system for land-based fish-farming. Aquacultural Engineering 22, 199 - 211
- LEMARIE, G., MARTIN, J.-L. M., DUTTO, G. u. GARIDOU, C. (1998): Nitrogenous and phosphorous waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). Aquat. Living Resour. (11) 4, 247 - 254
- LOIX, B. (2007): Effluent water treatment: solids removal. Manual on effluent treatment in aquaculture: science and practice; EU-Proj. COLL-CT-2003-5003 05, 31 - 43
- LOSORDO, T. M., DELONG, D. P. u. WESTERMANN, P. W. (2003): Appropriate designs for the on-site treatment and utilisation of wastes in rural, farm-based, freshwater recirculating systems: an overview of critical considerations with emphasis of economic viability. In: CHOPIN, T.: Beyond monoculture. Abstracts of the International Conference Aquaculture Europe, Trondheim, 46 - 49
- LUPATSCH, I. (2008): Predicting growth, feed intake and waste production of intensively reared tilapia based on nutritional bioenergetics.. Presented at Proceedings of the Seventh International Conference on Recirculating Aquaculture Roanoke, Virginia, July 2008, 306 - 314
- LUPATSCH, I. (2013): Predicting Growth, Feed Intake and Waste Production of Intensively Reared Tilapia Based on Nutritional Bioenergetics. In: RAKESTRAW, T. T. u. a.: Proceedings of the Seventh International Conference on Recirculating Aquaculture, Roanoke (Virginia), 306 - 314
- MAILLARD, V. M., BOARDMANN, G. D., NYLAND, J. E. u. KUHN, D. (2005): Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. Aquacultural Engineering 33, 271 - 284
- MARTINS, C. I. M., OCHOLA, D., ENDE, S. S. W., EDING, E. H. u. VERRETH, J. A. J. (2009): Is growth retardation present in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* cultured in low water exchange recirculating aquaculture systems? Aquaculture 298, 43 - 50
- MARTINS, C. I. M., PISTRIN, M. G., ENDE, S. S. W., EDING, E. H. u. VERRETH, J. A. J. (2009a): The accumulation of substances in recirculating aquaculture systems (RAS) affects embryonic and larval development in common carp *Cyprinus carpio*. Aquaculture 291, 65 - 73

- MARTINS, C. I. M., EDING, E. H., VERDEGEM, M. C. J., HEINSBROEK, L. T. N., SCHNEIDER, O., BLANCHETON, J. P., ROQUE D'ORBCASTEL, E. u. VERRETH, J. A. J. (2010): New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering* 43, 83 - 93
- MEYER-BURGDORFF, K.-H., OSMAN, M. F. u. GÜNTHER, K. D. (1989a): Energy Metabolism in *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture* 79, 283 - 291
- MEYER-BURGDORFF, K.-H., MÜLLER, C., BECKER, K. u. GÜNTHER, K. D. (1989): Determination of energy metabolism in mirror carp (*Cyprinus carpio*, L.) at maintenance and different production levels. *Journal of Animal Physiology and Nutrition* 62, 75 - 84
- MÜLLER-BELECKE, A. (2013): Biotechnologische Ansätze in der Aquakultur - Teil I: Der Selbstreinigende Innertgas Denitrifikations-Reaktor; Teil II: Untersuchungen zur Erstellung steriler Hybridstreifenbarsche. *Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam - Sacrow*, Bd. 33, 99 S.
- NIJHOF, M. (1994): Theoretical effects of feed composition, feed conversion and feed spillage on waste discharge in fish culture. *Journal of Applied Ichthyology* 10, 274 -283
- PALACIOS, G. L. u. TIMMONS, M. B. (2001): Determining design parameters for recovery of aquaculture wastewater using sand beds. *Aquacultural Engineering* 24, 289 - 299
- PAPATRYPHON, E., PETIT, J., VAN DER WERF, H. M. G., KAUSHIK, J. S. u. KANYARUSHOKI, C. (2005): Nutrient-Balance Modeling as a Tool for Environmental Management in Aquaculture: The Case of Trout Farming in France. *Environmental Management* 35, Nr. 2, 161 - 174.
- PEDERSEN, L.-F. (2012): Recent examples on sustainable aquaculture development in Denmark. [www.aquaculture.uni-kiel.de/.../Pedersen\\_DTU-Aqu](http://www.aquaculture.uni-kiel.de/.../Pedersen_DTU-Aqu)
- PHILLIPS, M. J., CLARKE, R. u. MOWAT, A. (1993): Phosphorus leaching from Atlantic Salmon diets. *Aquacultural Engineering* 12, 47 - 54
- PIEDRAHITA, R.H. (2003): Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* 226, 35 - 44
- PROFFITT, G. (2007): Effluent water treatment: Constructed wetlands. *Manual on effluent treatment in aquaculture: science and practice; EU-Projekt COLL-CT-2003-5003 05*, 53 - 65
- REITER, R., SINDILARIU, P.-D. u. WEDEKIND, H. (2008): Reinigung von Ablaufwasser aus Forellenteichanlagen. *Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft*, 35 S.
- ROQUE D'ORBCASTEL, E, BLANCHETON, J.-P. (2007): Case Study : Murgat. *Manual on effluent treatment in aquaculture: science and practice; EU-Proj. COLL-CT-2003-5003 05*, 123 - 130
- ROQUE D'ORBCASTEL, E, BLANCHETON, J.-P., BOUJARD, T., AUBIN, J., MOUTOUNET, Y. PRZYBYLA, C. u. BELAUD, A. (2008): Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture* 274, 72 - 79
- RÜMMLER, F. (2010): Emissionsproblematik von Durchflussanlagen der Fischzucht - Teil 1. *Fischer & Teichwirt*, 61, 453 - 455

- RÜMMLER, F. (2011): Emissionsproblematik von Durchflussanlagen der Fischzucht - Teil 2. *Fischer & Teichwirt*, 62, 10 - 13
- RÜMMLER, F., JÄHRLING, R., MÜLLER, M. u. KARAU, E. (2012): Emissionsverringern durch die Reinigungswasserabführung in Forellenninnenanlagen. *Fischer & Teichwirt*, 63, 285 - 288
- RÜMMLER, F., PFEIFER, M., JÄHRLING, R., RANK, H., WEICHLER, F. u. SCHIEWE, S. (2011): Untersuchungen zur Emissionsproblematik abwasserabgabepflichtiger Anlagen der Fischproduktion. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen, Heft 4 2011, 102 S., [http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/5063\\_1.pdf](http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/5063_1.pdf)
- SANDU, S., BRAZIL, B., HALLERMAN, E. (2008): Efficacy of a pilot-scale wastewater treatment plant upon a commercial aquaculture effluent. I. Solids and carbonaceous compounds. *Aquaculture Engineering* 39, 78 - 90
- SANDU, S., BRAZIL, B., HALLERMAN, E. (2011): Efficacy of a pilot-scale wastewater treatment plant upon a commercial aquaculture effluent. In: SLADONJA, B.: *Aquaculture and the Environment: A Shared Destiny*. Intech., Rijeka, Croatia, 141 - 158
- SCHRECKENBACH, K., KNÖSCHE, R. u. EBERT, K. (2001): Nutrient and energy content of freshwater fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 17, 142 - 144.
- SCHRECKENBACH, K. (2010): Gesundheit und Hygiene - Basis für Wachstum. In: SCHMIDT-PUCKHABER, B.: *Fisch vom Hof !?*, Kontrollierte Fischerzeugung in standortunabhängigen Kreislaufanlagen, DLG-Verlags-GmbH, 87 - 123
- SCHULZ, C. (2004): Nutzung ökotechnologischer Maßnahmen zur Reinigung fischwirtschaftlichen Ablaufwassers. Dissertation an der Humboldt-Universität zu Berlin. Tenea Verlag, 136 S.
- SCHWARTZ, M. F., EBELING, J. M. u. SUMMERFELT, S. T. (2004): Geotextil tubes for aquaculture waste management. In: RAKESTRAW, T. T. u. a.: *Proceedings of the Fifth International Conference on Recirculating Aquaculture*, Roanoke (Virginia), 385 - 390
- SCHWARTZ, M. F., EBELING, J. M., RISHEL, K. L. u. SUMMERFELT, S. T. (2005): Dewatering aquaculture biosolids with geotextile bags. In: *Aquaculture in America 2005*, New Orleans, LA, World Aquaculture Society, Baton Rouge, S. 231
- SCHWARZ, F. J. u. KIRCHENGESSNER, M. (1995): Effects of different diets and levels of feeding on retention and efficiency of utilization of energy and protein by carp (*Cyprinus carpio* L.). *Journal of Applied Ichthyology* 11, 363 - 366
- SEGINER, I., MOZES, N. u. LAHAV, O. (2008): A design study on the optimal water refreshment rate in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 38, 171 - 180
- SHARRER, M. J., RISHEL, K. L. u. SUMMERFELT, S. T. (2008): Evaluation of solids thickening technologies (gravity thickening cone, geotextile filter, & belt filter) for treating backwash from recirculating aquaculture systems. In: RAKESTRAM, T. T. u. a.: *Proceedings of the Seventh International Conference on Recirculating Aquaculture*, Roanoke (Virginia), 356 - 363
- SHARRER, M. J., RISHEL, K. L. u. SUMMERFELT, S. T. (2009): Evaluation of geotextile filtration applying coagulant and flocculant amendments for aquaculture biosolids dewatering and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering* 40, 1 - 10

- SHARRER, M. J., RISHEL, K. L., Taylor, A., Vinci, B. J. u. SUMMERFELT, S. T. (2010): The cost and effectiveness of solids thickening technologies for treating backwash and recovering nutrients from intensive aquaculture systems. *Bioresource Technology* 101, 6630 - 6641
- SINDILARIU, P.-D. (2007): Pollution loads from landbased trout farms. In: BERGHEIM, A.: *Aquacultural Engineering and Environment*, 93 - 117
- SINDILARIU, P.-D. (2007a): Reduction in effluent nutrient loads from flow-through facilities for trout production: a review. *Aquaculture Research* 38, 1005 - 1036.
- SINDILARIU, P.-D., BRINKER, A. u. REITER, R. (2009): Waste and particle management in a commercial, partially recirculating trout farm. *Aquacultural Engineering* 41, 127 - 135.
- SINDILARIU, P.-D., BRINKER, A. u. REITER, R. (2009a): Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering* 35, 711 - 722.
- STEWART, N. T., BOARDMAN, G. D. u. HELFRICH, L. A. (2006): Characterization of nutrient leaching rates from settled rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) sludge. *Aquacultural Engineering* 35, 191 - 198
- SUGIURA, S. H. (2000): Digestibility. In: STICKNEY, R. R: *Encyclopedia of Aquaculture*, 209 - 218
- SUHR, K. I., PEDERSEN, P. B. u. ARVIN, E. (2013): End-of-pipe denitrification using RAS effluent waste streams: Effect of C/N-ratio and hydraulic retention time. *Aquacultural Engineering* 53, 57 - 64
- SUMMERFELT, S. T. (1999): Waste-handling System. In: WHEATON, F.: *CIGR Handbook of Agricultural Engineering*. Vol. II, Part II, American Society of Agricultural Engineers, 309 - 350
- SUMMERFELT, S. T., ADLER, P. R., GLENN, D. M. u. KRETSCHMANN, R. N. (1999): Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering* 19, 81 - 92
- SUMMERFELT, S. T. u. VINCI, B. J. (2004): Avoiding water quality failures: Part 11 - Carrying capacity and water flow in intensive aquaculture systems. *World Aquaculture* 35(4), 6 - 8, 70
- SUMMERFELT, R. C. u. PENNE, C. R. (2005): Solids removal in a recirculating aquaculture system where the majority of flow bypasses the microscreen filter. *Aquacultural Engineering* 33, 214 - 224
- SUMMERFELT, R. C. u. PENNE, C. R. (2007): Septic tank treatment of the effluent from a small-scale commercial recycle aquaculture system. *North American Journal of Aquaculture* 69, 59 - 68
- SUMMERFELT, S. T. u. VINCI, B. J. (2008): Better management practices for recirculating aquaculture systems. In: TUCKER, C. S. u. HARGREAVES, J. A.: *Environmental best management practices for aquaculture*. Blackwell Publishing. 1<sup>st</sup> ed., 389 - 426
- SVENDSEN, L.M., SORTKJÆR, O., OVESEN, N.B., SKRIVER, J., LARSEN, S.E., BOUTTRUP, S., PEDERSEN, P. B., RASMUSSEN, R.S., DALSGAARD, A.J.T., u. SUHR, K. (2008): *Modeldambrug un-*

der forsøgsordningen. Faglig slutrapport for måle- og dokumentationsprojekt for modeldambrug "(in Danish)". DTU Aqua rapport nr.193-08 DTU Aqua, Technical University of Denmark

TERPSTRA, A. H. M., BIJL, R. A. J. u. RUTJES, G. (2009): Die Zusammensetzung und Produktion von Fischfutter. Teil 1. Fischer & Teichwirt 60, 463 - 465

TERPSTRA, A. H. M., BIJL, R. A. J. u. RUTJES, G. (2010): Die Zusammensetzung und Produktion von Fischfutter. Teil 3. Fischer & Teichwirt 61, 50 - 54

TIMMONS, M. B. u. EBELING, J. M. (2010): Recirculating Aquaculture (2nd Edition). Cayuga Aqua Ventures. Cap.: Solids capture. S. 177 - 243, Cayuga Aqua Ventures, 948 S.

TIMMONS, M. B., SUMMERFELT, S. T. u. VINCI, B. J. (1998): Review of circular tank technology and management. Aquacultural Engineering 18, 51 - 69

TWAROWSKA, J. G., WESTERMAN, P. W. u. LOSORDO, T. M. (1997): Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production system. Aquacultural Engineering 16, 133 - 147

V. RIJN, J. (2013): Waste treatment in recirculating aquaculture systems. Aquacultural Engineering, 53, 49 - 56

WEDEKIND, H., KNÖSCHE, R. u. GÖTHLING, U. (1995): Treatment of trout farm effluents by drum filtration with different mesh sizes. In: LEE, C. S.: Aquaculture in Eastern European Countries. Stara Zagora, 1 - 5

ZONNO, V., BRESSANI, G., ACIERNO, R. u. VILELLA, S. (2007): Case study: Maribrin. Manual on effluent treatment in aquaculture: science and practice; EU-Projekt COLL-CT-2003-5003 05, 91 - 103

## 5. Anhang

Anhang 1: Art und Weise der Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung geschlossener Kreislaufanlagen in Deutschland

Nr.:	Verfahrensweise der Abwasseraufbereitung	Nutzung, Ausleitungsform
<b>Beregnung bzw. Düngung landwirtschaftlicher Flächen und Nutzung in Biogasanlagen:</b>		
1.	Sammelgrube, Vermischung mit Gülle zur Verbesserung der Fließfähigkeit, Nutzung der verdünnten Gülle in Biogasanlage	Biogasanlage
2. 3.	Sedimentationsbecken zur Fest-Flüssig-Trennung, Entnahme des abgesetzten Schlammes zur Nutzung in Biogasanlage, Lagerung des Überstandswassers in Folienteichen zur späteren Verregnung auf landwirtschaftlichen Flächen	Verregnung (Düngung) auf landwirtschaftlichen Flächen, Nutzung des abgesetzten Schlammes in Biogasanlage
4.	Sammelgrube, Nutzung in Biogasanlage	Biogasanlage
5.	Sammelgrube, mobile Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen	Düngung landwirtschaftlicher Flächen
<b>Einleitung in die Kanalisation:</b>		
6.	sehr hohe Wassernutzungsintensität, Dual Drain der Becken, Reinigungswasser der Siebtrommelfilter in Sammeltank, längliche segmentierte Sedimentationsbecken zur Feststoff-Flüssigkeits-Trennung, Entnahme und Entwässerung des abgesetzten Schlammes zur Herstellung von Blumendünger, Überstandswasser in Kanalisation	Kanalisation, Nutzung des abgesetzten Schlammes zur Herstellung von Blumendünger
7	Eindickung mit Bandfilter, Kläranlage sowie Flotation mit Ozon	Kanalisation, Nutzung des Schlammes zur Düngung landwirtschaftlicher Flächen
<b>Natürliche Wasseraufbereitungsverfahren:</b>		
8.	Sedimentationsbecken zur Fest-Flüssig-Trennung, zyklische Entnahme des abgesetzten Schlammes zur Nutzung in Biogasanlage, Überstandswasser in zwei hintereinander liegende Klärteiche, Ausleitung in Oberflächengewässer,	Ausleitung in Oberflächengewässer, Nutzung des abgesetzten Schlammes in Biogasanlage
9.	Sedimentationsbecken zur Fest-Flüssig-Trennung, zyklische Entnahme des abgesetzten Schlammes und Abgabe an Klärwerk, Überstandswasser in Klärteiche, Ausleitung in Oberflächengewässer	Ausleitung in Oberflächengewässer, Abgabe des abgesetzten Schlammes an Klärwerk
10.	Sammelgrube mit Zumischung von Phosphat-Fällungsmittel, zwei hintereinander liegende Sedimentationsbecken zur Fest-Flüssig-Trennung, zyklische Entnahme des abgesetzten Schlammes zur Nutzung in Biogasanlage, Überstandswasser in vertikale Pflanzenkläranlage, Ausleitung in Oberflächengewässer	Ausleitung in Oberflächengewässer, Nutzung des abgesetzten Schlammes in Biogasanlage
11.	Sammelgrube, Sedimentationsbecken zur Fest-Flüssig-Trennung, zyklische Entnahme des abgesetzten Schlammes zur Nutzung in Biogasanlage,	Ausleitung in Oberflächengewässer, Nutzung des abgesetzten

	Überstandswasser in vertikale Pflanzenkläranlage, Ausleitung in Oberflächengewässer	Schlamm in Biogasanlage
12.	zwei hintereinander liegende Dreikammer-Sedimentationsbecken zur Fest-Flüssig-Trennung, zyklische Entnahme des abgesetzten Schlamm zur Nutzung in Biogasanlage oder Ausbringung als Dünger auf Felder, Überstandswasser in sehr flache Pflanzenbeete auf Folie zur Produktion von Anzuchtmatten für den Wasserbau zur Uferbefestigung, Ausleitung in Karpfenteiche	Ausleitung in Karpfenteiche, Nutzung des abgesetzten Schlamm in Biogasanlage oder zur Düngung landwirtschaftlicher Flächen
13.	Dreikammergrube, Schönungsteich mit Belüftern	Ausleitung in Oberflächengewässer
<b>Kläranlagen</b>		
14.	Drei Stufen-System nacheinander: 1. Schlammabsetzen und Denitrifikation (Dortmundbrunnen), 2. zwei hintereinander geschaltete Behälter als Biofilmreaktor mit Belüftung zur Belebung und Nitrifikation, 3. Zwei nacheinander durchflossene Behälter zur Nachklärung	Ausleitung in Graben und anschließende Versickerung über Dränagen, Nutzung des Schlamm zur Düngung landwirtschaftlicher Flächen
15. +	seriell angeordnete Behandlungsstufen:	Ausleitung in Oberflächengewässer,
16.	Reinigungswasser der Siebfilter mit C-Quelle versetzt, Denitrifikationsbecken, Belebungs- und Nitrifikationsbecken mit Rückführung zum Denitrifikationsbecken, Nachklärung, abgesetzter Schlamm als Rücklaufschlamm zur Denitrifikation, Überstandswasser aus Nachklärung und Schlammabzug aus Belebungs- u. Nitrifikationsbecken zum Fällungs- u. Flockungsbehälter, Zugabe und Vermischung von P-Fällungs- u. Flockungsmitteln, Schlammtrennung mit Bandfilter, Nutzung des Schlamm zur Düngung landwirtschaftlicher Flächen, Klarwasser des Bandfilters wird in Oberflächengewässer abgegeben	Nutzung des abgesetzten Schlamm zur Düngung landwirtschaftlicher Flächen
17.	intermittierend arbeitendem Denitrifikations/Belebungs-Nitrifikations-Reaktor: Sammelgrube fängt Reinigungswasser der Siebfilter und Ablaufwasser auf, gepumpter Wasserstrom wird mit C-Quelle und P-Fällungsmittel versetzt, Denitrifikation sowie Belebungs- und Nitrifikation laufen im selben Reaktor abwechselnd ab, Nachklärung mit Lamellenabscheider, Schlammrückführung zum Reaktor sowie Abschlag Überschusschlamm, Abgabe des Schlamm in Klärwerk, Klarwasser des Lamellenabscheiders wird in Oberflächengewässer abgegeben	Ausleitung in Oberflächengewässer, Abgabe des abgesetzten Schlamm an Klärwerk
18.	Simultane und intermittierende Denitrifikation: Sammelgrube fängt Reinigungswasser der Siebfilter und Ablaufwasser auf, Denitrifikation mit Zugabe C-Quelle in erster Beckenlängshälfte, Belebungs- und Nitrifikation sowie Denitrifikation abwechselnd in zweiter Beckenlängshälfte, automatische Regelung der Behandlungsphasen über O <sub>2</sub> -, NO <sub>3</sub> - und NH <sub>4</sub> - Messung, Ableitung in Sammelschacht dort Zugabe von P-Fällungsmittel, Nachklärung mit Dortmundbrunnen, Schlammrückführung zur Denitrifikation sowie Abschlag Überschusschlamm, Abgabe des Schlamm an Klärwerk, Überstandswasser der Dortmundbrunnen wird	Ausleitung in Oberflächengewässer, Abgabe des abgesetzten Schlamm an Klärwerk

	über Schönungsteich mit Belüftung in Oberflächengewässer abgegeben	
19.	Denitrifikation in der Produktionsanlage, Membranfiltration mit Belebtschlammanlage, P-Fällung in Vorbereitung	Ausleitung in Oberflächengewässer, Nutzung des Schlammes zur Düngung landwirtschaftlicher Flächen