

NÄHRSTOFF- UND SCHWERMETALLFRACHTEN IM KLÄRSCHLAMM

Otto Nowak

1. AUSGANGSLAGE

Der Nährstoff- und Schwermetallgehalt im Klärschlamm wird üblicherweise auf die Trockensubstanz bezogen. Daher ist neben der "spezifischen Schwermetallfracht", bezogen auf den Einwohnergleichwert, auch die spezifische Schlammfracht, sowie die spezifische Nährstofffracht für die landwirtschaftliche Verwertbarkeit eines Klärschlammes ausschlaggebend.

Der Gehalt an organischer Substanz sowie an Stickstoff im bei der biologischen Abwasserreinigung anfallenden Klärschlamm ist nur von der Art der Schlammbehandlung, vor allem vom Stabilisierungsgrad des Schlammes, jedoch nicht von der Reinigungsleistung der Kläranlage, abhängig. Maßnahmen zur Stickstoffentfernung, die durch die Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle 1990 notwendig geworden sind, führen demnach gegenüber einer vollbiologischen Reinigung ohne Nitrifikation weder zu einer Erhöhung des Schlammanfalls noch des Stickstoffgehalts.

Um die in der Wasserrechtsgesetznovelle geforderten Phosphorablaufwerte einzuhalten, ist zumindest eine chemische Fällung des Phosphats durchzuführen, wodurch sich einerseits die spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm erhöht, andererseits jedoch der spezifische Schlammanfall ansteigt. Nachdem die Phosphatfällung an den meisten Kläranlagen als "Simultanfällung" in der biologischen Stufe durchgeführt wird, fällt der Fällschlamm dort gemeinsam mit dem Schlamm aus der biologischen Reinigung an.

2. SPEZIFISCHE FRACHTEN AN ORGANISCHER SUBSTANZ SOWIE STICKSTOFF UND PHOSPHOR IM KLÄRSCHLAMM

2.1 Spezifische Frachten im Abwasser

Als Maß für die organische Verschmutzung von Abwasser, den Gehalt an organischen Kohlenstoffverbindungen, dienen, neben dem TOC (Total Organic Carbon), der BSB₅ (Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen) sowie der CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf).

Einem Einwohnerequivalent wird üblicherweise eine spezifische Fracht an organischer Verschmutzung von 60 g BSB₅ pro Tag zugrunde gelegt. Im Arbeitsblatt A 131 der deutschen Abwassertechnischen Vereinigung (ATV, 1991), das auch in Österreich zumeist für die Bemessung von Kläranlagen mit Nährstoffentfernung herangezogen wird, wurde hinsichtlich des CSB empfohlen, von einer spezifischen Schmutzfracht von 120 g/EGW/d auszugehen. Erfahrungsgemäß liegt das CSB/BSB₅-Verhältnis im Rohabwasser jedoch etwas unter 2, weshalb früher auch zumeist einer spezifischen Schmutzfracht von 100 g CSB/EGW/d angesetzt wurde (siehe u.a. MATSCHÉ, 1974). Den weiteren Betrachtungen ist ein spezifische CSB-Fracht von 110 g/EGW/d zugrunde gelegt.

Im Arbeitsblatt A 131 der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) zur Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen wird von einer spezifischen Stickstofffracht von 11 g je Einwohner und Tag ausgegangen (ATV, 1991). Untersuchungen im Münchner Kanalnetz ergaben eine spezifische Stickstofffracht von 11,1 g je Einwohner und Tag im rein häuslichen Abwasser (HUBER, METZNER, 1989).

Wesentliche Stickstoffquelle im häuslichen Abwasser sind die vom Menschen mit der Nahrung aufgenommenen Proteine, die größtenteils als Harnstoff ins Abwasser gelangen. Allein im Harn sind rund 9 g N/E/d enthalten. Außerdem fallen noch verschiedene organische Stickstoffverbindungen im häuslichen Abwasser an. Im gewerblichen Abwasser liegt das N/CSB-Verhältnis meist niedriger als im häuslichen Abwasser, weshalb ein hoher Anteil an gewerblichen und industriellen Einleitungen im allgemeinen zu einer Verminderung der spezifischen Stickstofffracht führt.

Da mittlerweile fast ausschließlich phosphatfreie Waschmittel zum Einsatz gelangen, stammt der Phosphor im häuslichen Abwasser fast nur noch aus den

menschlichen Ausscheidungen. Wie Messungen an verschiedenen Kläranlagen ergaben, liegt die spezifische Phosphorfracht derzeit bei rund 1,5 g/EGW/d.

2.2 Bilanzierung von biologischen Kläranlagen

Massenbilanzen sind ein hervorragendes Mittel, um Stofftransportvorgänge auf Kläranlagen hinreichend genau abschätzen und Ergebnisse überprüfen zu können.

Dabei gilt für das "Gesamtsystem biologische Kläranlage", daß Stoffe, die mit dem Zulauf in eine Anlage gelangen, nur auf folgenden Wegen die Kläranlage wieder verlassen können:

- über die "**Abluft**" aus der biologischen Stufe,
- über der **Ablauf** der Kläranlage,
- über das "**Abgas**" bei der Schlammbehandlung und
- mit dem zu entsorgenden **Klärschlamm** (Abb. 1).

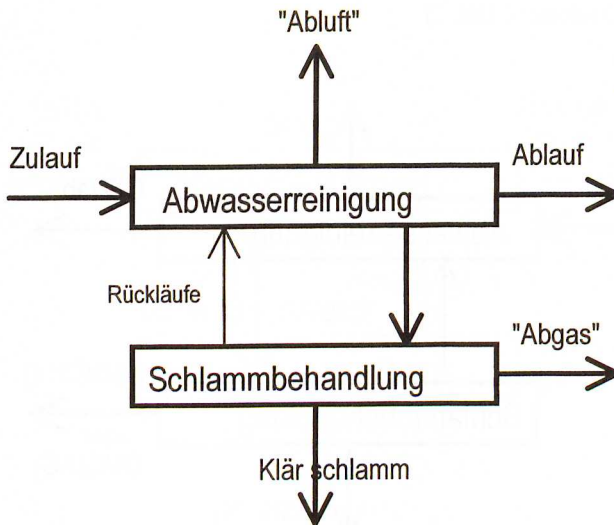


Abb. 1: Stoffflüsse auf biologischen Kläranlagen

2.2.1 Bilanzierung von Kohlenstoffverbindungen (CSB-Bilanz)

Grundsätzlich ist weder eine Bilanzierung des BSB₅, noch des TOC möglich. Bei der TOC-Bestimmung wird definitionsgemäß nur der organische Kohlenstoff erfaßt, der durch biologische Umsetzungsvorgänge zumeist in anorganischen Kohlenstoff umgewandelt wird. Denkbar wäre eine Bilanzierung über den Gesamt-Kohlenstoff TC.

Günstiger ist es jedoch eine **CSB-Bilanz** aufzustellen, die den Vorteil bietet, gleichzeitig

- den Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung **OVC**,
- den CSB im Überschußschlamm **CSB(ÜS)** bzw., falls die Kläranlage mit Vorklärung betrieben wird, im Primärschlamm **CSB(PS)**,
- den Methananfall **CSB(CH₄)** bei einer *Schlammfäulung* bzw. den Sauerstoffverbrauch **OVC(AS)** bei *getrennter aerober* oder *aerob-thermophiler Stabilisierung*
- sowie den CSB im stabilisierten Klärschlamm **CSB(TS)**

abschätzen zu können (Abb. 2).

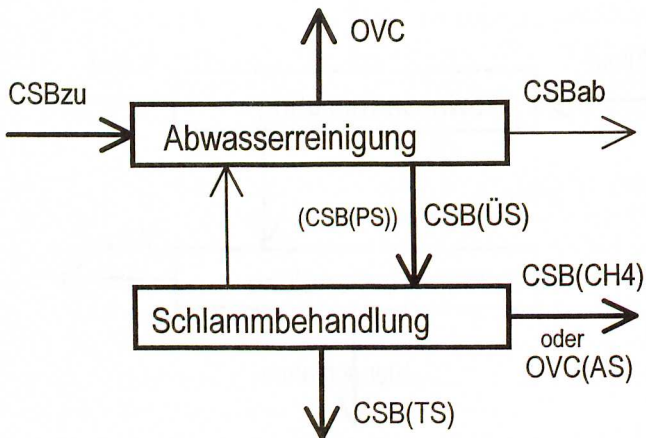


Abb. 2: CSB-Bilanz einer biologischen Kläranlage

Bei gezielter Schlammstabilisierung wird der in den Feststoffen gebundene abbaubare CSB demnach entweder in das Faulgas bei Schlammfäulung oder in Sauerstoffverbrauch im Falle aerober Schlammstabilisierung übergeführt. Der abbaubare organische Kohlenstoff wird jedenfalls bei geeigneter Verfahrensweise über die Gasphase entfernt. Folglich sind die CSB- bzw. BSB₅-Frachten in den Rückläufen sehr gering. Nach einer Abschätzung von KAPP (1984) ist davon auszugehen, daß mit dem Faulwasser rund 1 % der täglichen BSB₅-Zulaufmengen zurückgeleitet wird. Die "Rückbelastung" der Kläranlage an BSB₅ und somit auch an CSB aus der Schlammbehandlung liegt somit im Bereich der Genauigkeit einer CSB-Bilanz.

2.2.2 Stickstoffbilanz

Im "Gesamtsystem biologische Kläranlage" kann Stickstoff auf nur 2 Wegen gezielt aus dem Abwasser entfernt werden (Abb. 3):

- durch Denitrifikation in der biologischen Stufe als N₂ sowie
- mit dem zu entsorgenden Klärschlamm als N(TS).

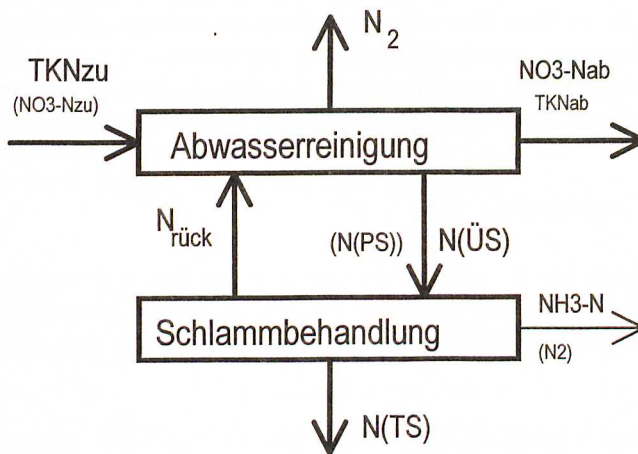


Abb. 3: Stickstoffbilanz einer biologischen Kläranlage

Da organischer Stickstoff bei der Schlammfäulung sowie bei der aerob-thermophilen Schlammstabilisierung zwar als Ammonium in Lösung geht, jedoch aufgrund der Umweltbedingungen nicht nitrifiziert und somit auch nicht durch Denitrifikation entfernt werden kann, sind bei diesen beiden Formen der Schlammstabilisierung die Stickstofffrachten in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung beträchtlich (NOWAK, 1993).

Außer bei der Abwasserreinigung durch Denitrifikation und mit dem zu entsorgenden Klärschlamm, entweicht Stickstoff auch bei der Schlammmentwässerung sowie bei der Schlamm Lagerung vor allem als Ammoniak aus dem "Gesamtsystem biologische Kläranlage". Der Einsatz von Kalk als Konditionierungsmittel bei der Schlammmentwässerung führt zu einer deutlichen pH-Anhebung, wodurch das im Schlamm enthaltene Ammonium großteils als NH_3 vorliegt. Auch bei längerer Lagerung ist davon auszugehen, daß ein Teil des Ammoniaks zu Ammoniak dissoziiert und entweicht. Zu Stickstoffverlusten kommt es auch bei der Lagerung von nitrifizierendem Überschussschlamm und in größerem Umfang bei der Schlammkompostierung, indem rückgelöstes Ammonium über Nitrifikation und Denitrifikation in gasförmigen Stickstoff umgewandelt wird.

Der bei der Denitrifikation aus der biologischen Stufe, sowie bei der Schlammmentwässerung bzw. -lagerung gasförmig entweichende Stickstoff ist routinemäßig meßtechnisch nicht erfaßbar. Die Stickstoffbilanz stellt daher im Gegensatz zur CSB-Bilanz, für die alle Größen anhand von Kläranlagendaten ermittelt werden können, eine offene Bilanz dar (SCHWEIGHOFER, 1994).

2.2.3 Phosphorbilanz

Phosphor kann nur in wäßriger Lösung oder als Feststoff vorliegen. Daher entspricht die Summe aus der Phosphorfracht im Ablauf einer Kläranlage und im zu entsorgenden Klärschlamm der Phosphorfracht im Zulauf zur Anlage (Abb. 4).

Die Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle fordert für alle kommunalen Abwasserreinigungsanlagen mit einer maximalen Zulauffracht größer 1000 EGW für den Parameter Gesamt-Phosphor einen Mindestwirkungsgrad von 85 %. Der im Zulauf enthaltene Phosphor wird daher weitgehend im zu

entsorgenden Klärschlamm wiederzufinden sein. Phosphor kann somit als "Leitelement" und der P-Gehalt als Vergleichsparameter für den Gehalt an organischer Substanz, an Stickstoff und an Schwermetallen herangezogen werden.

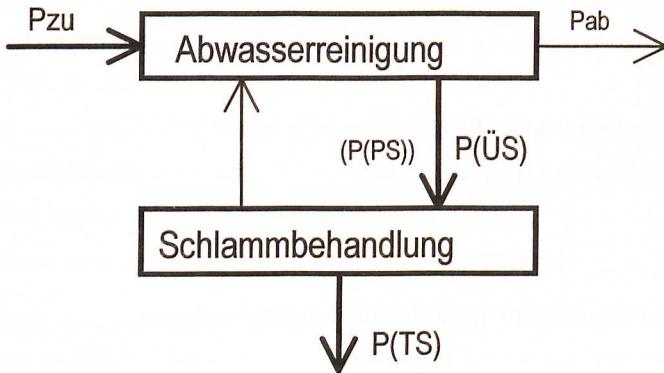


Abb. 4: Phosphorbilanz einer biologischen Kläranlage

Phosphor kann - im Gegensatz zu Stickstoff - relativ leicht chemisch gebunden, also durch Fällung in den Klärschlamm eingelagert werden. Daneben kann durch verfahrenstechnische Maßnahmen eine erhöhte biologische Phosphoraufnahme der Biomasse ("biologische Phosphorentfernung") erzielt werden. Um die in der Emissionsverordnung geforderten Phosphorablaufwerte einzuhalten, ist jedoch grundsätzlich der Einsatz von Fällmitteln vorzusehen und im allgemeinen erforderlich.

Bei rein biologischer Phosphorentfernung wurde bei mehreren Belebungsanlagen in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung eine Phosphorfracht von etwa 5 % (SCHLEGEL, 1991) bis rund 20 % (PETER, SARFERT, 1991) bezogen auf die Zulauffracht ermittelt. Im Faulwasser von Anlagen mit Phosphatfällung wurden stets sehr niedrige P-Konzentrationen festgestellt (u.a. KAPP, 1984).

2.3 Bilanzierungen an zwei unterschiedlichen Kläranlagen

Im folgenden werden nun beispielhaft Bilanzierungen von zwei biologischen Kläranlagen nach dem Belebungsverfahren mit unterschiedlicher Betriebsweise dargestellt.

Aufgrund des ausreichend vorhandenen Datenmaterials wurden hierfür die Kläranlagen

- des Reinhaltverbandes *Wolfgangsee-Ischl* sowie
- der Stadtgemeinde *Mödling*

ausgewählt.

2.3.1 Verfahrensschemata der beiden Kläranlagen

Beide Anlagen werden mit Nitrifikation - Denitrifikation und Phosphorelimination betrieben und entsprechen hinsichtlich der Ablaufwerte den Anforderungen der Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle 1990. In beiden Fällen ist der Einfluß von Gewerbe und Industrie auf die Abwasserzusammensetzung gering.

In Tabelle 1 sind die mittlere Belastung sowie die wesentlichen Unterschiede in der Verfahrensweise der beiden Kläranlagen zusammengestellt.

Kläranlage	Wolfgangsee-Ischl	Mödling
mittlere Belastung	27.000 EGW	60.000 EGW
Vorklärung	mit	ohne
Phosphorentfernung	nur Fällung	Fällung und "biologisch"
Schlammstabilisierung	beheizte Faulung	"gleichzeitig aerob"

Tab. 1: Vergleich der gewählten Kläranlagen

2.3.2 CSB-, Stickstoff- und Phosphorbilanz der Kläranlage mit beheizter Schlammfäulung

Als Basis für die Erstellung der Bilanz an der Kläranlage Wolfgangsee-Isch dienten die Betriebsdaten der Jahre 1992 und 1993. Im Juni 1994 wurden zusätzlich mehrere Proben von verschiedenen Stationen der Schlammbehandlung gezogen und analysiert, und zwar

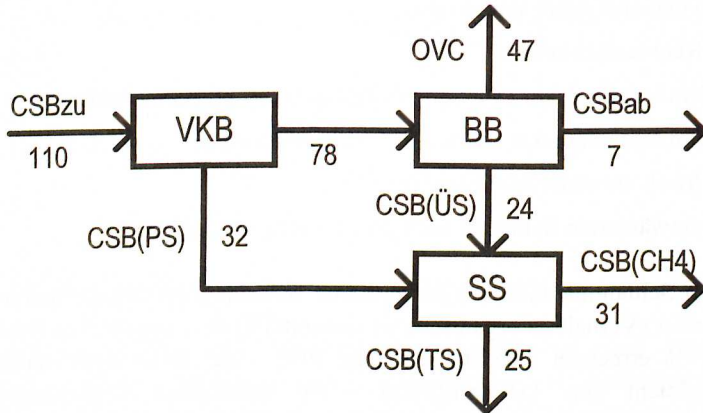
- vom Rücklaufschlamm,
- aus dem Voreindicker (Summe aus Überschuß- und Primärschlamm)
- aus dem Nacheindicker (nach der Schlammfäulung),
- vom frisch entwässerten Schlamm sowie
- vom entwässerten Schlamm nach zweimonatiger Lagerung.

Aus dem Schlammanfall, aus der mittleren Belastung der Anlage und aus dem Glühverlust (Verhältnis organische zu Gesamt-TS) des ausgefauten Schlammes von 46 % errechnet sich für das Jahr 1992 - auf Basis einer spezifischen Schmutzfracht von 110 g/EGW/d - ein spezifischer Schlammanfall an organischer Trockensubstanz von 17,1 g/EGW/d, für das Jahr 1993 von 17,6 g oTS/EGW/d. Geht man von einem CSB/oTS-Verhältnis von 1,42 (McCARTY, 1965) aus, so liegt demnach der CSB im zu entsorgenden Klärschlamm CSB(ÜS) bei 25 g/EGW/d.

Der Glühverlust der Schlammprobe aus dem Voreindicker (vor der Fäulung) wurde mit 66 % bestimmt. Demzufolge gelangen unter der Voraussetzung, daß die Fracht an anorganischer Trockensubstanz bei der Schlammfäulung nicht verändert wird, 39,5 g oTS bzw. 56 g CSB je EGW und Tag in die Fäulung. Die Differenz an CSB (31 g/EGW/d) liegt nun im Faulgas als Methan vor, wobei 1 g CSB 0,35 l CH₄ entspricht.

Aus den Zu- und Ablaufkonzentrationen ergibt sich eine spezifische CSB-Fracht von 7 g/EGW/d im Ablauf, woraus mit Hilfe der CSB-Bilanz ein Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC von 47 g O₂ bzw. CSB je EGW und Tag (= 110 - 56 - 7) errechnet werden kann. Aus einer früheren Untersuchung (KEIL, NOWAK, 1992) ist bekannt, daß bei dieser Kläranlage rund 1/3 des entfernbaren CSB, der in die biologische Stufe gelangt, im Überschußschlamm wiederzufinden ist und OVC rund 2/3 des entfernbaren CSB beträgt. Daraus

ergibt sich der CSB im Überschussschlamm CSB(ÜS) zu 24 g/EGW/d und im weiteren der im Primärschlamm CSB(PS) zu rund 32 g/EGW/d (Abb. 5). Dies entspricht einer spezifischen Fracht von 17 g oTS/EGW/d im Überschussschlamm bzw. 22,5 g oTS/EGW/d im Primärschlamm.



Legende:

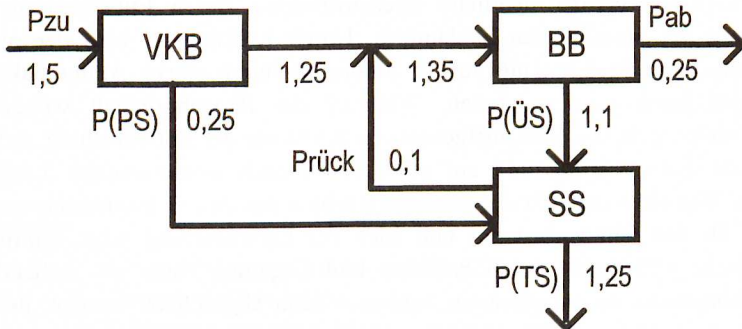
- VKB Vorklärbecken
 - BB "Belebungs" (einschl. Nachklärbecken)
 - SS Schlammstabilisierung (= beheizte Faulung)
 - CSB_{zu}..... spezifische CSB-Fracht im Zulauf (je Einwohner und Tag)
 - CSB_{ab}..... spezifische CSB-Fracht im Ablauf der Anlage
 - OVC spez. Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung
 - CSB(CH₄).... spezifischer Methananfall im Faulgas (0,35 Nm³ CH₄/kg CSB)
 - CSB(PS)..... spezifische CSB-Fracht im Primärschlamm
 - CSB(ÜS)..... spezifische CSB-Fracht im Überschussschlamm
 - CSB(TS)..... spez. CSB-Fracht im stabilisierten, zu entsorgenden Klärschlamm
- alle Werte in g CSB/EGW/d

Abb. 5: CSB-Bilanz einer Kläranlage mit beheizter Schlammfäulung

Die Phosphorbilanz der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl wurde auf Basis der Werte für das Verhältnis Phosphor- zu oTS-Gehalt in den Schlammproben erstellt.

In den Schlammproben aus dem Nacheindicker (nach der Schlammfäulung) sowie im entwässerten Klärschlamm lag der P-Gehalt bezogen auf die oTS bei 7 %. Daraus ergibt sich, bei einer spezifischen oTS-Fracht von 17,5 g/EGW/d, eine spezifische Phosphorfracht im zu entsorgenden Klärschlamm von 1,25 g P/EGW/d.

In den Jahren 1992 und 1993 lag das Ausmaß der Phosphorentfernung bei der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl bei rund 85 %. Nachdem Phosphor nur mit dem Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt wird, kann daraus die spezifische P-Fracht im Zulauf mit rund 1,5 g/EGW/d (= 1,25/0,85) abgeschätzt werden (Abb. 6). Aus den Werten in den Betriebsprotokollen ergibt sich auf der Basis einer spezifischen Schmutzfracht von 110 g CSB/EGW/d die spezifische Phosphor-Zulauffracht zu 1,5 bis 1,6 g/EGW/d.



Legende:

P_{zu} spezifische Phosphorfracht im Zulauf (je Einwohner und Tag)

P_{ab} spezifische Phosphorfracht im Ablauf der Anlage

$P(PS)$ spezifische Phosphorfracht im Primärschlamm

$P(ÜS)$ spezifische Phosphorfracht im Überschussschlamm

$P(TS)$ spez. Phosphorfracht im stab., zu entsorgenden Klärschlamm

$P_{rück}$ spezifische Phosphorfracht im Faulwasser

alle Werte in g P/EGW/d

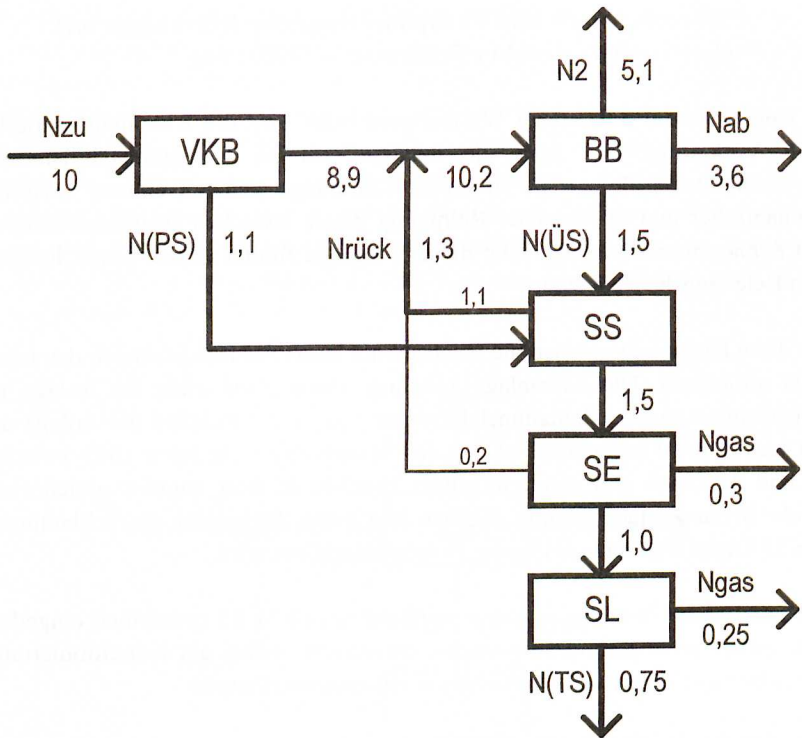
Abb. 6: Phosphorbilanz einer Kläranlage mit beheizter Schlammfäulung und P-Fällung

Im Schlamm aus dem Voreindicker (Summe aus Überschussschlamm und Primärschlamm) beträgt das Verhältnis P/oTS 3,4 %, woraus sich mit 39,5 g oTS/EGW/d eine spezifische P-Fracht vor der Faulung von rund 1,35 g/EGW/d ergibt. Die P-Fracht im Faulwasser, die als "Differenz großer Zahlen" nicht genau bestimmt werden kann, liegt etwa bei 5 bis 10 % der Zulauf-fracht. Aus dem P/oTS-Verhältnis im Rücklaufschlamm (= Überschussschlamm) von rund 6,5 % und der spezifischen Fracht von 17,5 g oTS/EGW/d errechnet sich die P-Fracht im Überschussschlamm zu 1,1 g/EGW/d.

Aus dem Verhältnis Stickstoff- zu oTS-Gehalt in den einzelnen Schlammproben wurde die Stickstoffbilanz der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl erstellt. Dabei lag das N/oTS-Verhältnis im Rücklaufschlamm bei 8,5 %, im Schlamm aus dem Voreindicker bei 6,5 % und im ausgefaulten Schlamm aus dem Nacheindicker ebenfalls bei 8,5 %, wobei hier etwa 10 bis 15 % des Stickstoffs als Ammonium im Schlammwasser enthalten sein dürften.

Bemerkenswert ist der deutliche Stickstoffverlust durch Entwässerung und Lagerung des entwässerten Schlammes. Durch Kalkzugabe wird der pH im Schlamm beim Preßvorgang auf 12 erhöht, wodurch starke Ammoniak-Ausgasungen hervorgerufen werden. Während der Phosphorgehalt weitgehend gleich bleibt, geht der Stickstoffgehalt von 8,5 % vor der Entwässerung, auf 6 % nach der Entwässerung und auf etwa 4,5 % nach zweimonatiger Lagerung zurück. Wie ein Vergleich der Schlammfrachten aus den Betriebsdaten und der Werte für den Glühverlust vor und nach der Entwässerung zeigt, nimmt die spezifische oTS-Fracht durch Pressung und Lagerung kaum ab. Anhand des Phosphorgehalts im entwässerten Schlamm kann abgeschätzt werden, daß der spezifische Schlammanfall von 17,5 g oTS/EGW/d vor der Entwässerung, auf 17 nach der Entwässerung und auf 16,5 g oTS/EGW/d nach zweimonatiger Lagerung zurückgeht. Somit vermindert sich die spezifische Stickstofffracht alleine durch den Preßvorgang von etwa 1,5 auf rund 1,0 g N/EGW/d und im weiteren durch die Lagerung auf etwa 0,75 g/EGW/d (Abb. 7).

Diese Bilanz zeigt auch, daß im Gegensatz zur Phosphorfracht die Stickstofffracht im Rücklauf aus der Schlammbehandlung mit etwa 1,3 g N/EGW/d erheblich ist. Bei der zuvor erwähnten Untersuchung im Jahre 1992 wurde festgestellt, daß die TKN-Konzentrationen im Anlagenzulauf und im Zulauf zur Belebung in der gleichen Größenordnung liegen (KEIL, NOWAK, 1992). Dies wird durch die nunmehr erstellte Stickstoffbilanz bestätigt.



Legende:

SS Schlammstabilisierung und Eindickung

SE Schlamm entwässerung

SL..... Schlamm lagern

N_{zu} spezifische Stickstofffracht im Zulauf (je Einwohner und Tag)

N_{ab} spezifische Stickstofffracht im Ablauf der Anlage

N_2 durch Denitrifikation entfernte Stickstofffracht

$N(PS)$ spezifische Stickstofffracht im Primärschlamm

$N(ÜS)$ spezifische Stickstofffracht im Überschussschlamm

$N(TS)$ spezifische Stickstofffracht im zu entsorgenden Klärschlamm

$N_{rück}$ spezifische Stickstofffracht im Faulwasser

N_{gas} Stickstoffverluste durch Ausgasung (vor allem als Ammoniak)

alle Werte in g N/EGW/d

Abb. 7: Stickstoffbilanz einer Kläranlage mit beheizter Schlammfäulung

2.3.3 CSB-, Stickstoff- und Phosphorbilanz der Kläranlage mit "gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung"

Im Gegensatz zur Kläranlage Wolfgangsee-Ischl wird die Kläranlage Mödling ohne Vorklärung und mit "gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung" betrieben. Demnach besteht an dieser Kläranlage keine Trennung zwischen mechanischer und biologischer Reinigung sowie zwischen Abwasserreinigung und Schlammstabilisierung. Alle diese Vorgänge finden in nur einem Reaktor, dem Belebungsbecken, statt.

Für diese Kläranlage wurden die Bilanzen auf Basis der Betriebsdaten des Jahres 1993 aufgestellt. Die Kläranlage Mödling wurde zwar nicht als Anlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung geplant. Nachdem die Anlage derzeit jedoch nicht ausgelastet ist, lag das Schlammalter im Jahre 1993 zwischen 20 und 45 Tagen und somit in einem Bereich, in dem zumeist gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung gegeben sein sollte, für welche ein Schlammalter von 25 Tagen allgemein als untere Grenze angesehen wird.

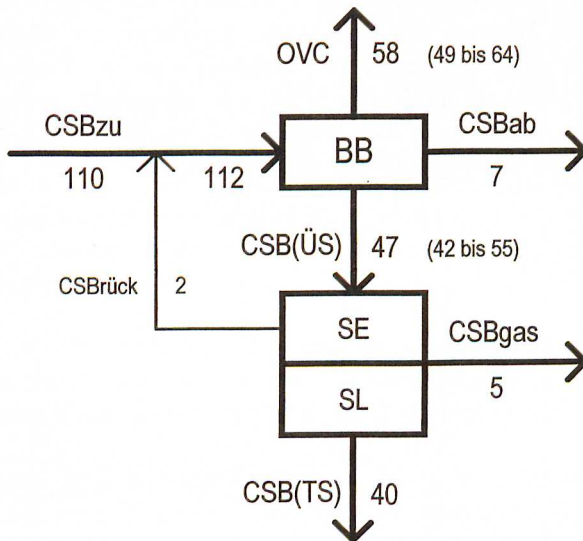
Der anfallende Überschußschlamm wird auf etwa 8 % TS maschinell eingedickt und mittels einer Kammerfilterpresse entwässert, wobei als Konditionierungsmittel bis April Kalk und danach Steinmehl eingesetzt wurde.

Die CSB-Bilanz für das Jahr 1993 ergab, daß von einer spezifischen Fracht im Zulauf von 110 g CSB je Einwohnergleichwert und Tag im Mittel 7 g in den Ablauf gelangten, 56 g im Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung und 47 g im Überschußschlamm wiederzufinden waren. Aus dem CSB im Überschußschlamm kann der spezifische Schlammanfall mit im Mittel 33 g oTS/EGW/d ($= 47/1,42$) abgeschätzt werden.

Die CSB-Bilanz wurde für mehrere Zeiträume von im Minimum zwei Monaten durchgeführt, wobei sich, bedingt durch schwankende Belastung und Temperatur im Belebungsbecken, deutliche Unterschiede in der "Aufteilung" des CSB auf Sauerstoffverbrauch OVC und Überschußschlamm CSB(ÜS) ergaben (Abb. 8).

Von ZGUBIENSKI (1993) wurden im Rahmen einer Diplomarbeit die CSB-Konzentrationen in den Rückläufen aus der maschinellen Eindickung sowie aus der Entwässerung ermittelt. Aus diesen Werten kann abgeschätzt werden, daß aus Schlammeindickung, Stapelung des eingedickten Schlammes, sowie Schlamm-

entwässerung 2 g CSB/EGW/d in den Zulauf der Kläranlage rückgeführt werden. Aus Analysenwerten für den Klärschlamm nach Entwässerung (und Lagerung) für Glühverlust und P-Gehalt, sowie aus der spezifischen P-Fracht im Klärschlamm aus der Phosphorbilanz ergibt sich eine CSB-Fracht im zu entsorgenden Klärschlamm CSB(TS) von rund 40 g CSB/EGW/d. Aus den angeführten Werten für CSB(ÜS), für den CSB in den Rückläufen und für CSB(TS) ist darauf zu schließen, daß ein merkbarer Anteil am CSB im Schlamm durch aerobe, und gegebenenfalls auch anaerobe, Umsetzungsvorgänge bei der Schlammbehandlung (Eindickung, Stapelung, Entwässerung und Lagerung) als CSB_{gas} entweicht (Abb. 8).



Legende:

SE Schlammeindickung, -stapelung und -entwässerung

SL Schlamm Lagerung

CSB_{rück} spezifische CSB-Fracht im Schlammwasser

CSB_{gas} CSB-Verluste durch Ausgasung bei der Schlammbehandlung

alle Werte in g CSB/EGW/d

Abb. 8: CSB-Bilanz einer Kläranlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung

Abbildung 8 zeigt, daß die spezifische CSB-Fracht im Überschußschlamm sowie im zu entsorgenden Klärschlamm der Kläranlage Mödling deutlich höher liegt als bei der Anlage mit beheizter Schlammfäulung, der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl. Zur Ermittlung der Abnahme der CSB-Fracht im Überschußschlamm bei weitergehender Stabilisierung wurden im Jahre 1993 am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien Laborversuche durchgeführt. Dabei wurde im März von ZGUBIENSKI (1993) und im September von MÜLLER (1993) Überschußschlamm von der Kläranlage Mödling in 4-l-Behälter gefüllt und bei Temperaturen zwischen 19 und 24°C für knapp zwei Monate belüftet, wobei im Abstand von mehreren Tagen Proben gezogen wurden, von denen unter anderem der oTS-Gehalt bestimmt wurde. Nun war der Überschußschlamm anfall gerade im Zeitraum mit dem Monat März mit 55 g CSB/EGW/d (39 g oTS/EGW/d) am größten und im Zeitraum mit dem Monat September mit 42 g CSB/EGW/d (30 g oTS/EGW/d) am geringsten. In Abbildung 9 ist die Abnahme des oTS-Gehalts, ausgedrückt als spezifische oTS-Fracht, dargestellt, wobei die aus der CSB-Bilanz der Anlage ermittelten Werte für die spezifische oTS-Fracht in den beiden Zeiträumen als Ausgangswerte angesetzt wurden.

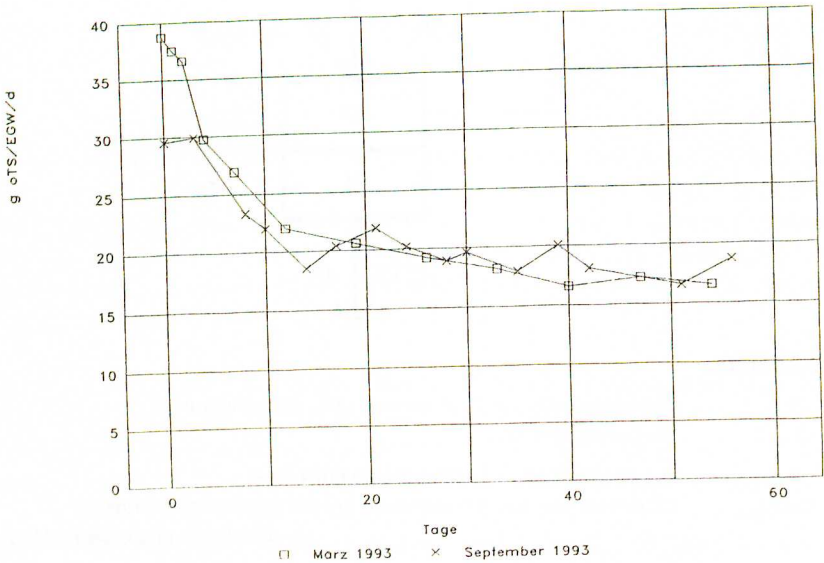


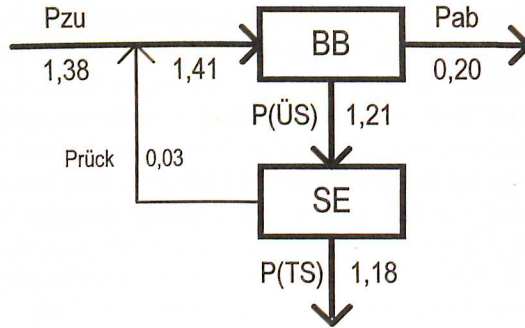
Abb. 9: Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschußschlamm der Kläranlage Mödling bei getrennter aerober Stabilisierung

Aus Abbildung 9 wird ersichtlich, daß sich bei beiden Versuchen nach etwa 7 Wochen Belüftungszeit eine spezifische Fracht von rund 17 g oTS/EGW/d einstellte, und zwar unabhängig von der spezifischen oTS-Fracht im Überschußschlamm und demnach unabhängig vom Belastungszustand der Anlage zum Zeitpunkt der Entnahme des Überschußschlammes. Nach vollständiger Stabilisierung lag die spezifische oTS-Fracht bei der Kläranlage Mödling somit im gleichen Bereich wie im ausgefaulten Schlamm der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl.

Die Kläranlage der Stadtgemeinde Mödling wurde mit biologischer Phosphorentfernung geplant. Um die in der Wasserrechtsgesetznovelle geforderten Phosphorablaufwerte bzw. den erforderlichen Grad an Phosphorentfernung einzuhalten, ist in jedem Fall zusätzlich eine chemische Fällung des Phosphats notwendig. Im Jahre 1993 wurde an der Kläranlage Mödling bis einschließlich Juni Eisenchlorid zur zusätzlichen Simultanfällung zugegeben. Im Juli wurde das Fällmittel abgesetzt, um das Ausmaß der biologischen Phosphorentfernung zu ermitteln. Im Zeitraum mit biologischer und chemischer Phosphorelimination lag der Grad der Phosphorentfernung bei 85 %, bei ausschließlich biologischer P-Entfernung knapp unter 70 %.

Auf Basis von 110 g CSB/EGW/d betrug die spezifische Phosphorfracht im Zulauf 1,38 g P/EGW/d im Jahresmittel. Die spezifische Phosphor-Zulauffracht ist somit etwas geringer als bei der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl.

Geht man vom Grad an P-Entfernung von 85 % aus, der bei zusätzlicher Simultanfällung erreicht wurde, so ergeben sich spezifische Phosphorfrachten von 0,2 g/EGW/d im Ablauf und 1,18 g/EGW/d im zu entsorgenden Klärschlamm. Die Phosphorfracht in den Rückläufen wurde nach Werten von ZGUBIENSKI (1993) mit 0,03 g/EGW/d abgeschätzt und beträgt somit nur rund 2 % der Phosphor-Zulauffracht (Abb. 10).

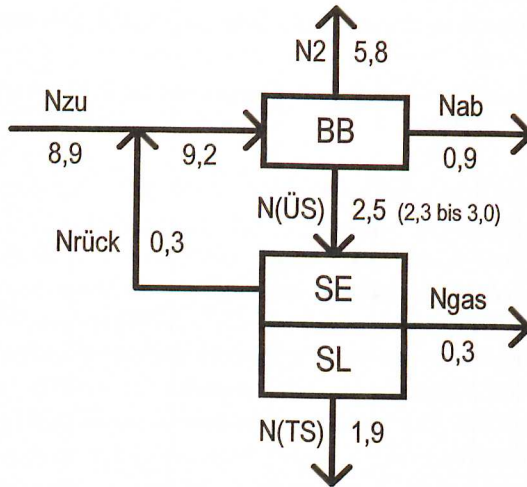


alle Werte in g P/EGW/d

Abb. 10: Phosphorbilanz einer Kläranlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung und P-Fällung

Aus den Zulaufdaten des Jahres 1993 ergibt sich mit 110 g CSB/EGW/d eine spezifische Stickstofffracht im Zulauf von 8,9 g/EGW/d im Jahresmittel. Das Ausmaß der Stickstoffentfernung lag bei 90 %, woraus sich eine spezifische N-Fracht im Ablauf von 0,9 g/EGW/d errechnet. Im Jahresmittel wurden im Belebungsbecken 5,8 g N/EGW/d durch Denitrifikation und 2,5 g N/EGW/d mit dem Überschussschlamm aus dem Abwasser entfernt. Ähnlich wie die CSB-Fracht schwankte auch die Stickstofffracht im Überschussschlamm während des Jahres, und zwar zwischen 2,3 und 3 g N/EGW/d (Abb. 11).

Nach der Untersuchung von ZGUBIENSKI (1993) lag die N-Fracht in den Rückläufen aus maschineller Schlammeindickung und Schlamm entwässerung bei rund 0,3 g/EGW/d. Aus Analysenwerten für den entwässerten Klärschlamm, aus der Zeit in der Steinmehl eingesetzt wurde, ergibt sich aus N- und P-Gehalt auf Basis der Phosphorbilanz eine spezifische Stickstofffracht im zu entsorgenden Klärschlamm von 1,9 g N/EGW/d. Demnach gehen etwa 0,3 g N/EGW/d bei der Schlammbehandlung (Eindickung, Stapelung, Entwässerung und Lagerung) durch Ausgasung "verloren", wobei der pH-Wert in den Schlammproben zwischen 6,5 und 7 lag.

**Legende:**

$N_{\text{rück}}$ spezifische Stickstofffracht im Schlammwasser

N_{gas} Stickstoffverluste durch Ausgasung (u.a. Ammoniak)

alle Werte in g N/EGW/d

Abb. 11: Stickstoffbilanz einer Kläranlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung

Bei den oben erwähnten Versuchen zur weitergehenden Stabilisierung von Überschussschlamm, der im März entnommen wurde (ZGUBIENSKI, 1993), wurden neben TS und oTS auch Stickstoff- und Phosphorparameter bestimmt.

Im damaligen Zeitraum lag die spezifische Stickstofffracht im Überschussschlamm bei 3,0 g/EGW/d. In Abbildung 12 ist nun die Abnahme der spezifischen N-Fracht, einerseits aus der Abnahme des TKN-Gehalts und andererseits aus der Zunahme des Gehalts an oxidiertem Stickstoff $\text{NO}_x\text{-N}$, dargestellt. Dieser Vergleich wurde deswegen gewählt, da die Bestimmung des $\text{NO}_x\text{-N}$ zwar die größere Analysengenauigkeit bietet, wie anhand des konstanteren Kurvenverlaufs ersichtlich, jedoch trotz aerober Bedingungen gewisse Denitrifikationsvorgänge nicht ausgeschlossen werden können, die gegen Ende des Versuchs auch aufgetreten sein dürften. Es ist ersichtlich, daß sich bei vollständiger aerober Stabilisierung die spezifische Stickstofffracht im Schlamm aus der Kläranlage Mödling auf 1,1 bis 1,2 g N/EGW/d reduziert.

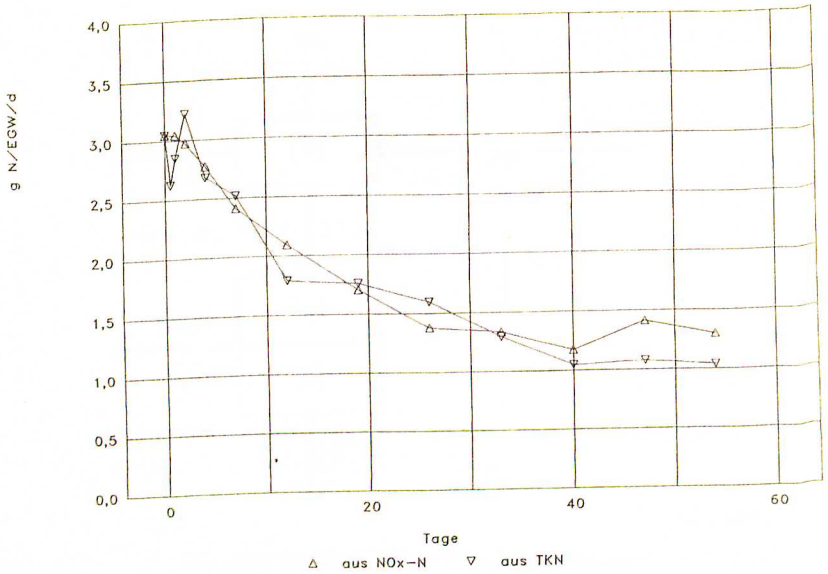


Abb. 12: Abnahme der spezifischen N-Fracht im Überschussschlamm der Kläranlage Mödling bei getrennter aerober Stabilisierung

Von dem in den Feststoffen gebundenen Phosphor gingen bei diesem Versuch rund 5 % in Lösung. Bei chemischer Fällung sind demnach auch bei getrennter aerober Stabilisierung nur geringe Phosphorfrachten in den Rückläufen zu erwarten.

2.4 Werte aus der Literatur und nach theoretischen Überlegungen

2.4.1 Spezifische Fracht an organischer Trockensubstanz im Klärschlamm

Der Einwohnergleichwert, als Maß für die Zulauffracht zu Kläranlagen, wird auf den Parameter BSB₅ bezogen, der die im Abwasser enthaltene organische Verschmutzung ausdrückt. Da der BSB₅ keine bilanzierbare Größe darstellt, wird hier, wie erwähnt, der CSB als Maß für die organische Verschmutzung mit 110 g CSB/EGW/d herangezogen. Nun ist davon auszugehen, daß im häuslichen Abwasser aus unterschiedlichen Einzugsgebieten der Anteil an biologisch nicht (oder nur sehr schwer) abbaubarem CSB am Gesamt-CSB in der gleichen Größenordnung liegt, da die Abwasserzusammensetzung hinsichtlich der organischen Verschmutzung vor allem durch unsere Lebensgewohnheiten bedingt ist. Demnach ist zu erwarten, daß bei "vollständiger Stabilisierung", d. h. weitestgehendem Abbau der biologisch abbaubaren organischen Verbindungen, in verschiedenen häuslichen Abwässern etwa der gleiche in Feststoffen gebundene Rest-CSB, bzw. etwa die gleiche Fracht an biologisch nicht abbaubarer organischer Trockensubstanz im Klärschlamm, bezogen auf den Einwohnergleichwert, zu finden ist.

Zur Beschreibung des dynamischen Verhaltens von Belebtschlammssystemen fand das "Activated Sludge Model No. 1" (HENZE *et al.*, 1986) in den letzten Jahren weltweit allgemein Anwendung. Nunmehr wurde das "Activated Sludge Model No. 2" (HENZE *et al.*, 1994 a) veröffentlicht, wobei das ursprüngliche Modell um die Prozesse der biologischen Phosphorentfernung erweitert wurde. Dieses Modell basiert auf allgemeinen kinetischen und stöchiometrischen Ansätzen sowie auf Bilanzierungen von CSB, Stickstoff und Phosphor. Dabei werden die Abwasserinhaltsstoffe CSB, N und P auf einzelne "Fraktionen" aufgeteilt. Die "Fraktion" des inerten (= nicht abbaubaren) partikulären CSB wird dabei mit 10 bis 15 % des Gesamt-CSB angegeben (HENZE *et al.*, 1994 a). Dies entspricht bei einer Gesamt-Zulauffracht von 110 g CSB/EGW/d einer Fracht an nicht abbaubarem, in Feststoffen gebundenem CSB von 11 bis 16,5 g je EGW und Tag. In einem Beispiel wird von HENZE *et al.* (1994 b) bei einem Gesamt-CSB von 440 mg/l im Abwasser von einer Konzentration an inerten Feststoffen von 50 mg CSB/l ausgegangen, bei 110 g CSB/EGW/d demnach 12,5 g CSB/EGW/d, die in nicht abbaubaren Feststoffen gebunden sind.

Die organische Trockensubstanz in einem "vollständig stabilisierten" Klärschlamm besteht neben den nicht abbaubaren Feststoffen aus den nicht abbaubaren Zerfallsprodukten der Biomasse. Mit Hilfe der im "Activated Sludge Model No. 1" verwendeten Ansätze kann die Fracht an nicht abbaubaren Zerfallsprodukten bei theoretisch unendlichem Schlammalter ("vollständiger Stabilisierung") aus dem abgebauten CSB sowie aus stöchiometrischen Parametern nach folgender Gleichung ermittelt werden:

$$X_P = (CSB_{zu} - CSB_{ab} - X_I) \cdot \frac{Y_H \cdot f_i}{1 - Y_H(1 - f_i)}$$

mit

X_P spez. Fracht an inerten Zerfallsprodukten der Biomasse (g CSB/EGW/d)

CSB_{zu} .. spezifische CSB-Fracht im Zulauf (g CSB/EGW/d)

CSB_{ab} .. spezifische CSB-Fracht im Ablauf (g CSB/EGW/d)

X_I spez. Fracht an inerten Feststoffen im Zulauf (g CSB/EGW/d)

Y_H Ausbeutekoeffizient der Biomasse (g CSB/g CSB)

f_i inerte Anteil in der Biomasse (g CSB/g CSB)

Üblicherweise werden für den Ausbeutekoeffizient Y_H 0,63 g CSB/g CSB und für den inerten Anteil der Biomasse f_i 0,08 bis 0,10 g CSB/g CSB angenommen (WANNER *et al.*, 1992; HENZE *et al.*, 1994 a). Mit diesen Werten ergibt sich die spezifische Fracht an inerten Zerfallsprodukten der Biomasse im Klärschlamm zu 11 bis 13 g CSB/EGW/d. Zuzüglich der inerten Feststoffe aus dem Zulauf ist daher theoretisch mit einer nicht abbaubaren CSB-Fracht im Klärschlamm, entsprechend der CSB-Fracht nach "vollständiger Stabilisierung", zwischen 22 und 29 g CSB/EGW/d zu rechnen. Dies entspricht bei einem CSB/oTS-Verhältnis von 1,42 einer Fracht an organischer Trockensubstanz im "vollständig stabilisierten" Klärschlamm von 15,5 bis 19 g/EGW/d, wobei ein Teil des Überschussschlammes, rund 1 g oTS/EGW/d, in den Ablauf der Anlage gelangt. Der Wert für die spezifische oTS-Fracht im gut ausgefaulten Klärschlamm der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl sowie im Überschussschlamm der Kläranlage Mödling nach weitestgehender getrennter aerober Stabilisierung von rund 17 g oTS/EGW/d liegt somit innerhalb der Bandbreite, die sich aus diesen theoretischen Überlegungen ergibt.

2.4.2 Spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm

Die Bilanzen für die beiden Kläranlagen Wolfgangsee-Ischl und Mödling zeigen, daß die eingangs angegebene spezifische Phosphorfracht von 1,5 g/EGW/d gut mit den Analyseergebnissen dieser beiden Anlagen übereinstimmt. Während die spezifische Phosphorfracht bei der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl zwischen 1,5 und 1,6 g/EGW/d liegt, sind im Zulauf zur Kläranlage Mödling rund 1,4 g P/EGW/d enthalten, was auf den bei dieser Anlage etwas erhöhten gewerblichen Abwasseranteil zurückzuführen sein dürfte. Da nach der Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle bei allen kommunalen Abwasserreinigungsanlagen größer 1000 EGW künftig für Gesamt-Phosphor ein Wirkungsgrad von 85 % einzuhalten ist, und Phosphor nur mit dem Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt wird, ist davon auszugehen, daß nach flächendeckender Einführung der Phosphatfällung etwa 1,2 bis 1,4 g P/EGW/d im zu entsorgenden Klärschlamm enthalten sein werden.

2.4.3 Spezifische Stickstofffracht im Klärschlamm

Im Gegensatz zur Phosphorfracht ist die Stickstofffracht im Klärschlamm unabhängig von der Stickstofffracht im Zulauf der Kläranlage. Die geforderte Stickstoffentfernung hat großteils über Denitrifikation in der biologischen Stufe zu erfolgen. Der im Klärschlamm enthaltene Stickstoff stammt aus dem Stickstoffbedarf der Mikroorganismen bei der biologischen Reinigung, bzw. aus den Mineralisationsprodukten nach deren Zerfall, sowie aus dem in nicht abbaubaren Feststoffen enthaltenen Stickstoff.

Von KAPP (1984) wurden Faulversuche durchgeführt, wobei das Verhältnis TOC zu N in verschiedenen Schlämmen vor und nach der Faulung bestimmt wurde. Dieses Verhältnis TOC/N wurde bei Mischschlämmen aus Primär- und Überschußschlamm durch die Faulung kaum verändert. Zu- oder Abnahme lagen im Bereich von rund 10 %. Im ausgefaulten Schlamm lag der Stickstoffgehalt bezogen auf die oTS zwischen 5,5 und 8 %. Desweiteren wurden von KAPP (1984) 51 ausgefaulte Klärschlämme untersucht, wobei das N/oTS-Verhältnis zumeist zwischen 5,5 und 7 %, mit einem Median bei etwa 6 %, lag.

Bei der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl liegt der Stickstoffgehalt im Rohschlamm aus dem Voreindicker bei 6,5 % bezogen auf die oTS. Im ausgefaulten Schlamm einschließlich des Schlammwassers wurde ein N/oTS-Verhältnis von rund 8,5 % ermittelt, wobei abgeschätzt wurde, daß etwa 10 bis 15 % des Stickstoff in gelöster Form als Ammonium vorliegen. Somit erhöht sich das N/oTS-Verhältnis in der Faulung etwa um 1 %, von 6,5 auf 7,5 %, womit die spezifische Stickstofffracht im ausgefaulten Schlamm ohne Schlammwasser rund 1,3 g/EGW/d beträgt (vgl. Abb. 7).

Bei der Kläranlage Mödling lag der Stickstoffgehalt im Überschußschlamm im Jahre 1993 zwischen 7 und 8 % bezogen auf oTS. Nach den Versuchen von ZGUBIENSKI (1993) beträgt die spezifische N-Fracht nach weitestgehender getrennter aerober Stabilisierung 1,1 bis 1,2 g/EGW/d, die oTS-Fracht rund 17 g/EGW/d und der Stickstoffgehalt somit 6,5 bis 7 % bezogen auf oTS. Auch in den Proben von Klärschlamm nach Entwässerung und Lagerung lag das N/oTS-Verhältnis zwischen 6,5 bis 7 %. Festzuhalten ist, daß sich auch durch getrennte aerobe Stabilisierung der Stickstoffgehalt im Klärschlamm bezogen auf die organische Trockensubstanz nicht wesentlich verändert.

2.5 Werte aus einer statistischen Auswertung

Um die aus den Bilanzierungen der Kläranlagen Mödling und Wolfgangsee-Ischl sowie aus den theoretischen Überlegungen gewonnenen Erkenntnisse auf eine breitere Basis zu stellen, wurden Daten aus Klärschlammgutachten für eine Reihe von niederösterreichischen, burgenländischen und oberösterreichischen Kläranlagen mit überwiegend häuslichem Abwasser statistisch ausgewertet. Um zu einwohnerspezifischen Frachten zu gelangen, war nach Bezugsgrößen zu suchen, die zumindest für einen Kläranlagentyp als näherungsweise konstant angesehen werden können.

Näherungsweise konstant sind folgende beiden Klärschlammparameter für je einen bestimmten Kläranlagentyp:

- *die spezifische Fracht an organischer Trockensubstanz bei Kläranlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung*
- *die spezifische Phosphorfracht bei Kläranlagen mit weitgehender Phosphorentfernung.*

Diese beiden Kläranlagentypen wurden im weiteren für die statistische Auswertung herangezogen. Dabei waren von den Kläranlagen, von denen Klärschlammgutachten vorlagen, 24 als Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung und 15 als Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung anzusehen. Nur eine Anlage wird sowohl mit vollständiger Schlammstabilisierung als auch mit weitgehender Phosphorelimination betreiben, nämlich die Kläranlage Wolfgangsee-Ischl. Bei allen anderen Anlagen mit Phosphorfällung wird keine getrennte Schlammstabilisierung durchgeführt. Von den 15 Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung werden 12 mit beheizter Schlammfäulung, 2 mit aerob-thermophiler und eine mit getrennter aerober Stabilisierung betrieben. Die mittlere Belastung der Kläranlagen liegt zwischen rund 1000 und 150.000 EGW, wobei die Anlagen mit vollständiger Stabilisierung verfahrensbedingt im Durchschnitt größer sind als die Anlagen mit P-Elimination.

Nach den bisherigen Aussagen ist bei vollständiger Schlammstabilisierung eine spezifische oTS-Fracht von rund 17 g/EGW/d erzielbar. Es ist jedoch nicht zu erwarten, daß alle Anlagen mit beheizter Schlammfäulung eine ähnlich lange Faulzeit gewährleisten können, wie die Kläranlage Wolfgangsee-Ischl mit rund 60 Tagen, bzw. daß bei aeroben Verfahren die Stabilisierung so weit durchgeführt werden kann, wie in den Versuchen mit Überschußschlamm der Kläranlage Mödling mit über 50 Tagen Belüftungszeit bei einer Temperatur von rund 20°C. Für die weitere Auswertung wurde von einem Wert für die *spezifische oTS-Fracht im Klärschlamm bei vollständiger Stabilisierung von 18 g/EGW/d* ausgegangen.

Für die Anlagen mit *weitgehender Phosphorentfernung* durch chemische Fällung wurde eine *P-Fracht im Klärschlamm von 1,2 g/EGW/d* angenommen. Dieser Wert liegt etwas unter dem, der bei rein häuslichem Abwasser und einer Entfernungsrate von größer 85 % zu erwarten wäre. Es ist jedoch zu vermuten, daß einerseits für einige Anlagen, die derzeit bereits mit Phosphatfällung betrieben werden, diesbezüglich noch keine oder weniger strenge wasserrechtliche Auflagen bestehen, und andererseits, daß in einigen Fällen ein erhöhter gewerblicher Abwasseranteil vorliegt, der zu einer geringeren spezifischen Phosphorfracht im Zulauf führt.

2.5.1 Spezifische Fracht an organischer Trockensubstanz im Klärschlamm

In der folgenden Abbildung ist die spezifische Fracht an organischer Trockensubstanz in Klärschlammproben von Anlagen mit Phosphatfällung dargestellt, wobei jeder der Balken für eine Kläranlage steht. Diese Werte wurden, wie erwähnt, unter der Annahme einer spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm von 1,2 g/EGW/d ermittelt.

Außer dem niedrigsten Wert von der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl mit beheizter Schlammfäulung liegen alle anderen Werte relativ gleichmäßig verteilt zwischen 20 und 40 g oTS/EGW/d. Es bestätigt sich demnach, daß in vielen Fällen bei der sogenannten "gleichzeitigen aeroben Schlammstabilisierung" bei weitem keine vollständige Stabilisierung des Schlammes erreicht wird, wie das Beispiel der Kläranlage Mödling bereits gezeigt hat, wo die spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm in Abhängigkeit von Belastung und Temperatur zwischen 30 und 39 g/EGW/d und im Klärschlamm nach Entwässerung und Lagerung etwa zwischen 25 und 30 g/EGW/d liegt.

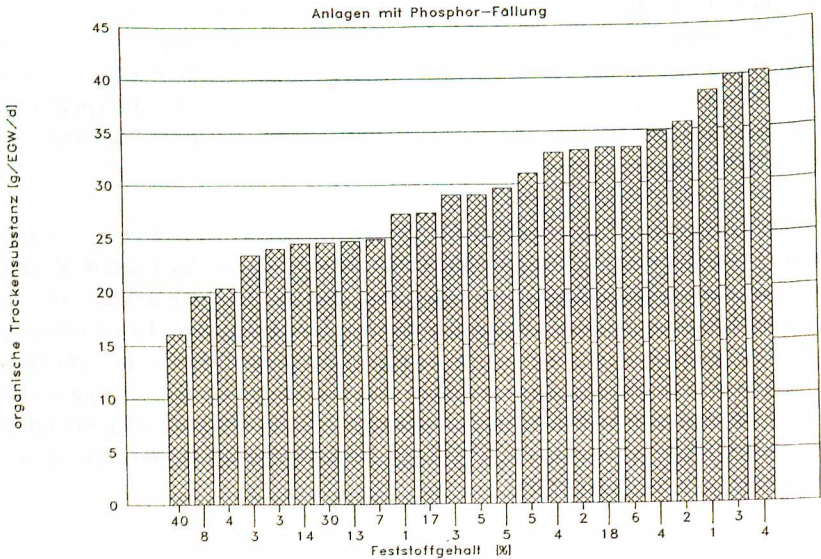


Abb. 13: Spezifische oTS-Fracht im Klärschlamm von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

In Abbildung 13 ist zu Vergleichszwecken der mittlere Feststoffgehalt in den Klärschlammproben der jeweiligen Kläranlage angeführt. Bei Klärschlämmen aus gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung ist durch Eindickung alleine ein Feststoffgehalt größer etwa 4 % im allgemeinen nicht erreichbar. Ein etwas höherer Feststoffgehalt wird bei längerer Speicherung oder durch natürliche Entwässerung, etwa in Trockenbeeten, erreicht, ein Feststoffgehalt größer etwa 15 % meist nur durch maschinelle Entwässerung. Aus Abbildung 13 wird nun ersichtlich, daß bei Kläranlagen mit einem solchermaßen etwas erhöhten Feststoffgehalt die spezifische oTS-Fracht eher im unteren Bereich liegt. Dies dürfte vor allem auf die längere Lagerung zurückzuführen sein.

2.5.2 Spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm

Anhand der Klärschlamm- und Feststoffdaten von Anlagen mit vollständiger Stabilisierung wurde abgeschätzt, welche spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm sich ohne besondere Maßnahmen zur Phosphorentfernung einstellt.

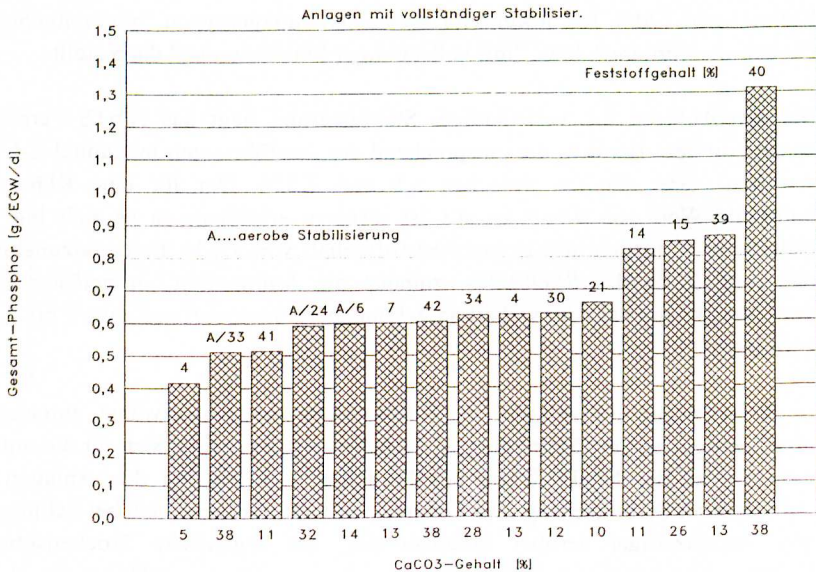


Abb. 14: Spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung

Der höchste Wert für die spezifische P-Fracht im Klärschlamm in Abbildung 14 stammt von den Klärschlammproben der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl. In dieser Abbildung ist der Wert mit 1,32 g P/EGW/d etwas höher als nach der Bilanzierung (1,25 g P/EGW/d, siehe Abb. 6), da hier generell mit einer spezifischen oTS-Fracht von 18 g/EGW/d gerechnet wurde, während sich aus der CSB-Bilanz ein Wert von rund 17 g oTS/EGW/d ergab.

Aus Abbildung 14 wird ersichtlich, daß die spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm bei mehr als der Hälfte der Kläranlagen zwischen rund 0,6 bis 0,65 g P/EGW/d liegt. Zusätzlich sind in dieser Abbildung der Feststoff- und der Kalziumgehalt als CaCO_3 angeführt, wobei von beiden Werten keine Abhängigkeit zu erkennen ist.

2.5.3 Spezifische Stickstofffracht im Klärschlamm

In den folgenden Abbildungen sind der Gesamt-Stickstoffgehalt bezogen auf die organische Trockensubstanz (Abb. 15) sowie die spezifische Stickstofffracht im Klärschlamm (Abb. 16), jeweils für die beiden Anlagentypen "mit weitgehender Phosphorentfernung", bzw. "mit vollständiger Stabilisierung" dargestellt.

Bei den Anlagen mit vollständiger Stabilisierung liegt das N/oTS-Verhältnis zumeist in dem Bereich, der entsprechend der Ausführungen in Kapitel 2.4.3 zu erwarten wäre, nämlich zwischen 5,5 und 7,5 %. Der für eine Kläranlage ermittelte Wert von 9 % N zu oTS ist insofern erklärbar, da es sich hier um Naßschlamm handelt, mit einem Feststoffgehalt von 3,5 %. Es ist anzunehmen, daß rund 20 % des Stickstoffs, zumeist als Ammonium, in gelöster Form vorliegen, womit sich der Gehalt an gebundenem Stickstoff auf etwa 7 bis 7,5 % vermindert.

Bei den Anlagen mit weitgehender P-Elimination, die, wie erwähnt, zumeist mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung betrieben werden, ergibt sich für die unteren zwei Drittel der N/oTS-Werte ein ähnliches Bild wie bei den Anlagen mit vollständiger Stabilisierung. Der Unterschied liegt nur darin, daß bei Schlämmen aus "gleichzeitiger aerober Stabilisierung" die organische Trockensubstanz leichter abbaubar ist, und der Stickstoff besser pflanzenverfügbar ist als bei ausstabilisierten Schlämmen.

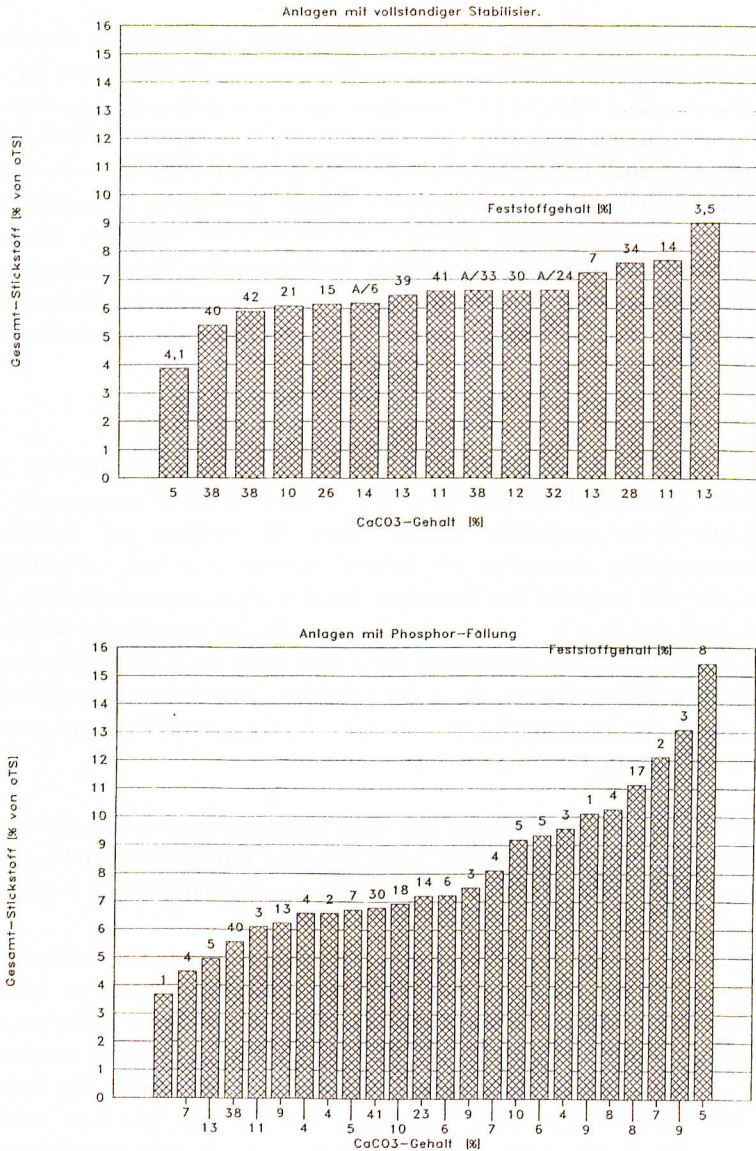


Abb. 15: Stickstoffgehalt im Klärschlamm bezogen auf oTS von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

Für ein Drittel der Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung und zumeist gleichzeitiger aerober Stabilisierung wurde ein N/oTS-Verhältnis im Klärschlamm von über 9 bis zu 15 % ermittelt, wobei ein Schlamm einen Feststoffgehalt von 8 % und einer von 17 % aufweist. Nach MCKINNEY (1962) beträgt der Stickstoffgehalt im organischen Anteil der Biomasse rund 12 %. Es ist kaum vorstellbar, daß organische Feststoffe in größerem Umfang im Klärschlamm enthalten sind, die ein deutlich höheres N/oTS-Verhältnis aufweisen. Ebenso ist nicht anzunehmen, daß der Stickstoff bei der biologischen Stabilisierung quantitativ mineralisiert wird, während die organische Trockensubstanz abgebaut wird. Werte für das N/oTS-Verhältnis größer 11 % sind daher als unrealistisch anzusehen.

Für die Ermittlung der spezifischen Stickstofffracht im Klärschlamm wurde wiederum von 1,2 g P/EGW/d bzw. von 18 g oTS/EGW/d ausgegangen. Aus Abbildung 16 ist ersichtlich, daß die Werte für Anlagen mit vollständiger Stabilisierung fast durchwegs im Bereich zwischen 1,1 und 1,4 g N/EGW/d liegen, der sich aufgrund der bisherigen Ausführungen abgezeichnet hat. Diese Werte sind gleichzeitig auch als die Grenzen für die spezifische N-Fracht in einem ausstabilisierten Klärschlamm anzusehen. Auch aus Literaturangaben über verschiedene Klärschlämme, die in der Landwirtschaft eingesetzt werden, kann eine spezifische Stickstofffracht von 1,1 bis 1,4 g N/EGW/d rückgerechnet werden (ATV, 1989; KEDING, 1991; DIEZ, 1992).

Bemerkenswert am Ergebnis der hier durchgeführten Auswertung für Anlagen mit vollständiger Stabilisierung ist, daß sich weder Kalkgehalt noch Feststoffgehalt signifikant auf die spezifische Stickstofffracht im Klärschlamm auswirken.

Der höchste Wert bei den Anlagen mit vollständiger Stabilisierung von 1,6 g N/EGW/d ist, wie zuvor ausgeführt, auf gelösten Stickstoff im Schlammwasser zurückzuführen. Für die Kläranlage Wolfgangsee-Ischl wurde bei dieser Auswertung ein Wert von 0,95 g N/EGW/d ermittelt, der somit etwas höher liegt, als der aus der Bilanzierung ermittelte Wert von 0,75 g N/EGW/d (vgl. Abb. 7). Dies ist damit zu begründen, daß hier zum Teil auch Analysenwerte aus Zeiträumen herangezogen wurden, in denen Polyelektrolyte anstatt Kalk als Konditionierungsmittel bei der Entwässerung verwendet wurden, wodurch deutlich mehr Stickstoff im Klärschlamm enthalten geblieben ist.

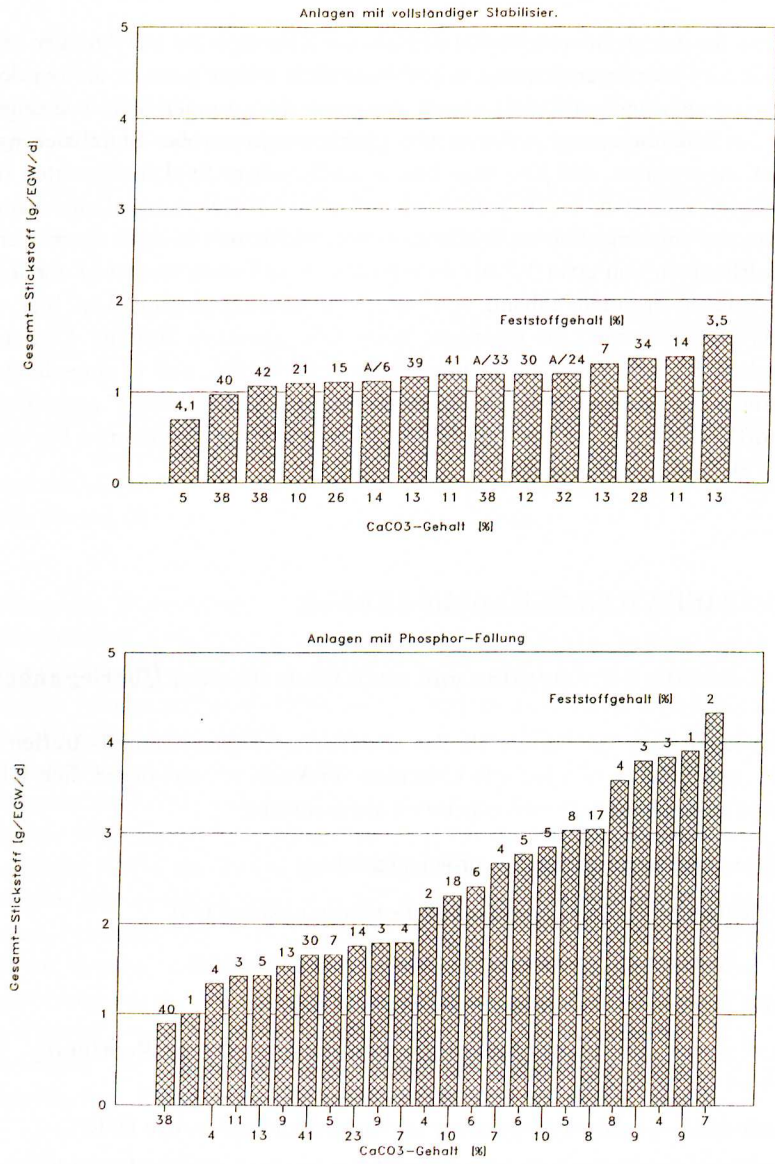


Abb. 16: Spezifische Stickstofffracht im Klärschlamm von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

Die Werte für die spezifische Stickstofffracht im Klärschlamm aus Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung liegen wesentlich weiter gestreut als bei den Anlagen mit vollständiger Stabilisierung. Aufgrund des geringen Stabilisierungsgrades von Schlämmen aus Anlagen mit "gleichzeitiger aerober Stabilisierung" war auch zu erwarten, daß hier zum Teil deutlich höhere Stickstofffrachten im Klärschlamm auftreten. Es ist jedoch anhand dieser Auswertung alleine kaum erklärbar, daß in eingedickten Schlämmen vergleichbarer Anlagen spezifische Stickstofffrachten von etwa 1,5 bis zu 3 g/EGW/d auftreten, und zwar für jede dieser Anlagen ermittelt anhand von mehreren Schlammproben. Um hier zu detaillierteren Aussagen zu gelangen, wäre eine genauere örtliche Kenntnis erforderlich. Es kann daher nur generell festgestellt werden, daß in eingedickten Schlämmen aus Anlagen mit "gleichzeitiger aerober Stabilisierung" spezifische Stickstofffrachten von 1,5 bis 3 g/EGW/d, in entwässerten Schlämmen bis etwa 2,5 g N/EGW/d zu erwarten sind.

3. SPEZIFISCHER SCHLAMMANFALL

3.1 Werte aus der Literatur und nach theoretischen Überlegungen

Um Aussagen über die Bandbreite des spezifischen Schlammanfalls treffen zu können, erscheint es sinnvoll, die einzelnen "Fraktionen", aus denen sich Klärschlamm zusammensetzt, vorerst getrennt abzuschätzen.

Als diese einzelnen Fraktionen wurden angesehen

- der Schlammanfall an **organischer Trockensubstanz** und
- der Schlammanfall an **anorganischer Trockensubstanz**
wobei letzterer wiederum unterteilt wurde in den,
 - der **durch Abwasserinhaltsstoffe und die biologische Reinigung bedingt** ist, in den,
 - der durch die **Phosphatfällung** hervorgerufen wird, sowie in den,
 - der von der **Kalkzugabe bei der Schlammmentwässerung** herrührt.

Auf die Fracht an organischer Trockensubstanz im Klärschlamm ist in den vorangegangenen Kapiteln bereits detailliert eingegangen worden. Nach den bisherigen Ausführungen können als Bandbreite für den Schlammanfall an **organischer Trockensubstanz** folgende Werte angegeben werden:

- 15 bis 20 g/EGW/d für Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung
- 25 bis 40 g/EGW/d für Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung im Naßschlamm
- 20 bis 30 g/EGW/d für Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung nach Entwässerung (und Lagerung)

Da Klärschlamm aus Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung bei weitem nicht ausstabilisiert ist, kann die organische Substanz nach längerer Lagerung deutlich vermindert werden, weswegen hier eine relativ große Bandbreite für den Schlammanfall an oTS gewählt wurde.

Anfang der 80-er Jahre wurden in der Bundesrepublik Deutschland in einer umfangreichen Arbeit Mengen und Inhaltsstoffe von kommunalen Klärschlämmen erhoben und ausgewertet (RIEGLER *et al.*, 1982). Dabei wurden Informationen über Menge und Feststoffgehalt des eingedickten stabilisierten Schlammes von 183 Kläranlagen erfaßt, darunter von nur 2 Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung. Die statistische Auswertung dieser Daten ergab ein arithmetisches Mittel von 44 g TS/EGW/d. Der Median, der hier als der repräsentative Wert anzusehen ist, lag bei 37 g TS/EGW/d. Desweiteren wurde der spezifische Anfall an "beseitigtem" Klärschlamm erhoben. Hier ist zu berücksichtigen, daß einerseits ein gewisser Anteil von Anlagen mit Kammerfilterpressen, bei denen üblicherweise große Mengen an Konditionierungsmitteln zugegeben werden, zu einer Erhöhung der mittleren Werte geführt haben mag. Andererseits wurde bei einem Teil der Kläranlagen der Schlamm thermisch konditioniert, was zu einer Verminderung der Trockensubstanz führt. Die Auswertung der Daten für den "beseitigten" Schlamm führte zu einem arithmetisches Mittel von 42,5 g TS/EGW/d und zu einem Medianwert von 35 g TS/EGW/d. Aus Angaben über den Glühverlust wurde der gleiche Wert für das arithmetische Mittel und für den Median von 45 % ermittelt, wobei allerdings aus dem Text nicht hervorgeht, ob für die Ermittlung der mittleren Werte für den Schlammanfall bzw. für den Glühverlust von einer vergleichbaren Datenbasis ausgegangen wurde.

Nimmt man an, daß die von RIEGLER *et al.* (1982) ermittelten Medianwerte für den Anfall an eingedicktem stabilisiertem bzw. an "beseitigtem" Schlamm zu dem für den Glühverlust mit hinreichender Genauigkeit in Beziehung gesetzt werden kann, so ergibt sich eine mittlere Fracht an organischer Trockensubstanz von 16 bis 17 g/EGW/d und an anorganischer Trockensubstanz von 19 bis 20 g/EGW/d. Der Wert für die oTS-Fracht stimmt gut mit den hier durchgeführten Überlegungen und Auswertungen überein. Hinsichtlich der anorganischen Trockensubstanz ist zu beachten, daß vor allem im süd- und mitteleuropäischen Raum, ebenso wie in Österreich, die Ortsentwässerung häufiger nach dem Mischverfahren als nach dem Trennverfahren erfolgt. Nachdem die anorganische Trockensubstanz im Klärschlamm in einem erheblichen Ausmaß durch Abschwemmungen aus der Fläche beeinflußt wird, ist zu vermuten, daß bei Trennkanalisation die spezifische Fracht an anorganischer TS geringer ist. Weiters waren zum Zeitpunkt dieser Arbeit weniger Anlagen zur Mischwasserbehandlung, wie Regenbecken, Kanalspeicherräume etc., in Betrieb als heute. In neueren Anlagen mit weitgehender Mischwasserbehandlung sind deutlich größere Frachten an anorganischer TS zu erwarten. So kann etwa aus den Analysenwerten von einer Klärschlammprobe der Kläranlage Grafenwörth des GAV Wagram-West abgeschätzt werden, daß die spezifische Fracht an anorganischer Trockensubstanz bei 30 g/EGW/d liegt. Diese Kläranlage befindet sich in einem Gebiet, in dem starke Abschwemmungen aus dem Gelände auftreten, und in ihrem Einzugsgebiet sind zwei Regenbecken angeordnet, sowie ein weiteres am Gelände der Kläranlage.

Da das Ausmaß der Schlammstabilisierung keinen Einfluß auf die spezifische Fracht an anorganischer TS hat, kann folgende Bandbreite für den Schlammanfall an ***anorganischer Trockensubstanz bedingt durch Abwasserinhaltsstoffe und die biologische Reinigung*** angegeben werden:

- 15 bis 30 g/EGW/d für alle Anlagentypen

Für die Ermittlung des Schlammanfalls zufolge Phosphatfällung wurde davon ausgegangen, daß Eisensalze als Fällmittel eingesetzt werden. Wie zuvor ausgeführt, sind künftig etwa 1,2 bis 1,4 g P/EGW/d aus dem Abwasser zu entfernen. Die statistische Auswertung der Analysenwerte für die Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung (Abb. 14) zeigt, daß die spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm ohne besondere Maßnahmen zur P-Entfernung bei rund 0,6 bis 0,65 g P/EGW/d liegt. Demnach wird bei der derzeitigen spezifischen Phosphor-

fracht im Zulauf bereits knapp die Hälfte der zu entfernenden Phosphorfracht durch die biologische Reinigung in den Schlamm eingelagert. Üblicherweise wird bei der Fällung mit Metallsalzen ein Mol-Verhältnis von 1,5, bezogen auf den Phosphor im Zulauf, empfohlen (ATV, 1991). Im Falle einer Eisenfällung sind demnach 2,7 g Fe/g P (= 1,5·56/31) anzuwenden. Untersuchungen aus Zeiten, in denen noch rund 3 g P/EGW/d im Zulauf von kommunalen Kläranlagen und somit ein deutlich geringerer Anteil im Schlamm inkorporiert wurde, zeigen, daß auch bei diesen Frachten bei einem Mol-Verhältnis Fe/P von 1,6 Phosphorablaufwerte erreicht wurden, die den heutigen Anforderungen genügen würden (VON DER EMDE, SPATZIERER, 1978). Dementsprechend wäre davon auszugehen, daß bei der heute deutlich niedrigeren spezifischen P-Fracht im Zulauf ein Mol-Verhältnis von 1,0 genügen sollte, um die geforderten Ablaufwerte und Entfernungsraten einzuhalten. Aus den Betriebsdaten der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl kann errechnet werden, daß in den Jahren 1992 und 1993 jeweils ein Mol-Verhältnis von 0,75 bis 0,8 ausgereicht hat, um Ablaufwerte von 1 mg Gesamt-P/l jederzeit einzuhalten, mit knapp 0,6 mg Gesamt-P/l im Jahresmittel.

Das im Überschuß zugegebene Eisen fällt als Eisenhydroxid aus. Aus den stöchiometrischen Beziehungen ergibt sich, daß bei einem Mol-Verhältnis von 1,0 rund 4,5 g TS/g P, bei Mol-Verhältnis von 1,5 rund 6,5 g TS/g P gebildet werden. Mit 1,5 g P/EGW/d errechnet sich somit eine Schlammanfall zufolge P-Fällung von 7 g/EGW/d bei einem Mol-Verhältnis von 1,0, bzw. von 10 g/EGW/d bei einem Mol-Verhältnis von 1,5. Bei Kläranlagen mit weitgehender Denitrifikation können ohne zusätzliche Maßnahmen Effekte der vermehrten biologischen Phosphoraufnahme auftreten, was auch bei der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl der Fall sein dürfte. Dadurch kann der Fällmittelbedarf und somit Schlammanfall zufolge P-Fällung auf etwa 5 g/EGW/d gesenkt werden. Durch die heute stark verminderten Zulauffrachten und -konzentrationen an Phosphor ist der "Spielraum" für eine vermehrte biologische Phosphorentfernung weitgehend eingeschränkt, weswegen eine weitere Verminderung des Fällschlammanfalls durch gezielte Maßnahmen zur "biologischen Phosphorentfernung" nicht zu erwarten ist.

Generell ist mit folgender Bandbreite für den Schlammanfall an ***anorganischer Trockensubstanz zufolge Phosphatfällung*** zu rechnen:

- 5 bis 10 g/EGW/d für alle Anlagentypen

Auf Abwasserreinigungsanlagen wird aus verschiedenen Gründen *Kalk* zum Klärschlamm zugegeben:

- zur *Entseuchung*: bei flüssigem Schlamm $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Kalkhydrat), wobei ein pH-Wert von 12,5 zu erreichen ist; bei entwässertem Schlamm meist CaO (Brantkalk), wodurch es zu einer Erwärmung kommt, die zusätzlich zur Entseuchung beiträgt (STRAUCH, 1989);
- zur *Stabilisierung*, wobei eine Zersetzung der abbaubaren organische Stoffe und die damit verbundene Geruchsentwicklung durch eine pH-Anhebung auf über 10 temporär verhindert werden kann (MÖLLER, 1985);
- als Konditionierungsmittel bei der *Entwässerung mittels Kammerfilterpresse*.

Bei der Entwässerung mit der Kammerfilterpresse können entweder anorganische, zumeist Kalk und Eisen, oder organische Konditionierungsmittel eingesetzt werden. Dabei wird zwar bei der Zugabe von polymeren Flockungsmitteln - zumindest bei ausreichend hohem anorganischen Anteil im Klärschlamm - ein ähnlich hoher Feststoffgehalt (ca. 40 %) wie bei der Zugabe von Kalk erreicht, die für eine Deponierung erforderliche Scherfestigkeit stellt sich zumeist jedoch nicht ein (KEIL, NOWAK, 1992).

Die Konditionierung mit Kalk und Eisen erfolgt im allgemeinen mit 200 bis 400 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und 50 bis 70 kg FeCl_3 je t Trockensubstanz im Naßschlamm (KROISS, 1994). Somit besteht die Trockensubstanz des entwässerten Schlammes zu rund einem Viertel aus zugegebenen Konditionierungsmitteln.

Auf Basis des spezifischen Schlammanfalls, der sich ohne die Verwendung von anorganischen Konditionierungsmitteln ergibt, wurde von folgender Bandbreite für den Schlammanfall an ***anorganischer Trockensubstanz zufolge Kalkzugabe bei der Schlammmentwässerung*** ausgegangen:

- 10 bis 15 g/EGW/d für Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung
- 10 bis 20 g/EGW/d für Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung

In den folgenden beiden Tabellen 2 und 3 sind die Bandbreiten für den spezifischen täglichen bzw. jährlichen Schlamm-anfall zusammengestellt, die sich durch Addition der einzelnen "Schlamm-Fractionen" bei unterschiedlichen Verfahrensweisen der Schlammbehandlung ergeben.

Schlamm aus	oTS	anorg. TS		Schlamm-anfall ohne Ca-Z.	anorg. TS	
		Abwasser	P-Fällung		Ca-Zugabe	Schlamm-anfall mit Ca-Z.
vollst. Stab., ohne P-Entf.	15 - 20	15 - 30	-	30 - 50	10 - 15	40 - 65
vollst. Stab., mit P-Entf.	15 - 20	15 - 30	5 - 10	35 - 60	10 - 15	45 - 75
glz. aer. Stab., entwässert	20 - 30	15 - 30	-	35 - 60	10 - 20	45 - 80
glz. aer. Stab., P-Entf., entw.	20 - 30	15 - 30	5 - 10	40 - 70	10 - 20	50 - 90
glz. aer. Stab., naß	25 - 40	15 - 30	-	40 - 70	-	-
glz. aer. Stab., P-Entf., naß	25 - 40	15 - 30	5 - 10	45 - 80	-	-

Alle Werte in g TS/EGW/d

Abkürzungen:

vollst. Stab.vollständiger Stabilisierung

glz. aer. Stab.....gleichzeitiger aerober Stabilisierung

Ca-Z.Kalk-Zugabe

Tab. 2: Bandbreiten für den spezifischen täglicher Schlamm-anfall bei unterschiedlichen Verfahren zur Schlammbehandlung

Schlamm aus	Schlammanfall (kg/EGW/a)	
	ohne Ca-Zugabe	mit Ca-Zugabe
vollständiger Stabilisierung, ohne P-Entfernung	11 - 18	14 - 24
vollständiger Stabilisierung, mit P-Entfernung	13 - 22	16 - 27
gleichz. aerober Stabilisierung, ohne P-Entfernung, entwässert	13 - 22	16 - 29
gleichz. aerober Stabilisierung, mit P-Entfernung, entwässert	14 - 25	18 - 32
gleichz. aerober Stabilisierung, ohne P-Entfernung, naß	14 - 25	-
gleichz. aerober Stabilisierung, mit P-Entfernung, naß	16 - 29	-

Tab. 3: Bandbreiten für den spezifischen jährlichen Schlammanfall bei unterschiedlichen Verfahren zur Schlammbehandlung

3.2 Werte aus der statistischen Auswertung

Auf Basis der vorhandenen Datenreihen (vgl. Kap. 2.5) wurde nun der spezifische Schlammanfall für eine Reihe von Kläranlagen ermittelt, wobei wiederum von spezifischen Frachten im Schlamm von 18 g oTS/EGW/d bei vollständiger Stabilisierung bzw. von 1,2 g P/EGW/d bei weitgehender Phosphorentfernung ausgegangen wurde (Abb. 17 und 18).

Es wird ersichtlich, daß die in dieser Auswertung ermittelten Werte für den Schlammanfall zum größten Teil innerhalb der Bandbreiten liegen, die zuvor aus theoretischer Sicht und aufgrund von Literaturangaben ermittelt wurden. Aus den Werten für die Anlagen mit vollständiger Stabilisierung ist ein eindeutiger Zusammenhang zwischen erhöhtem Schlammanfall und erhöhtem Kalkgehalt erkennbar.

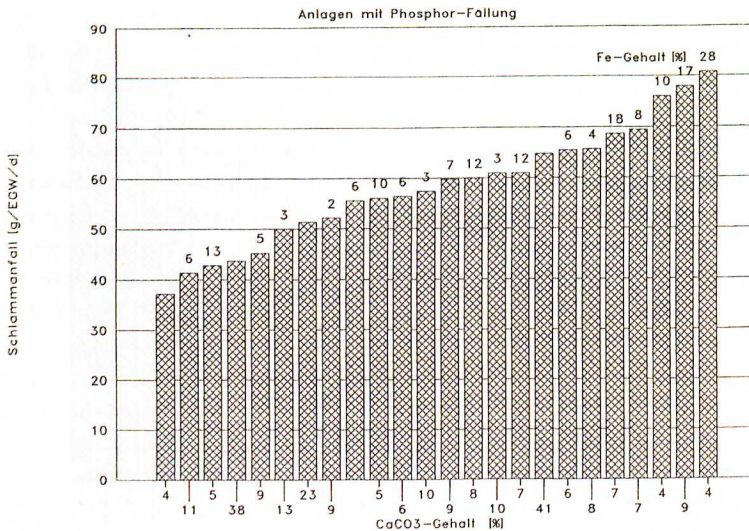
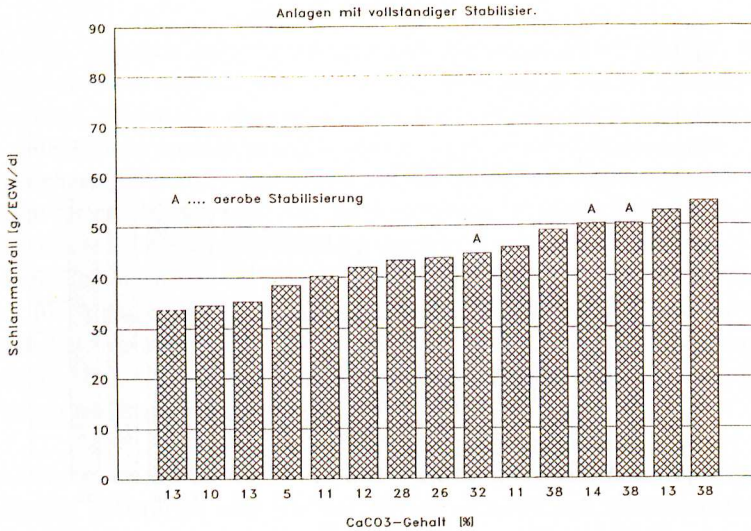


Abb. 17: Spezifischer täglicher Schlammfall in g TS/EGW/d von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

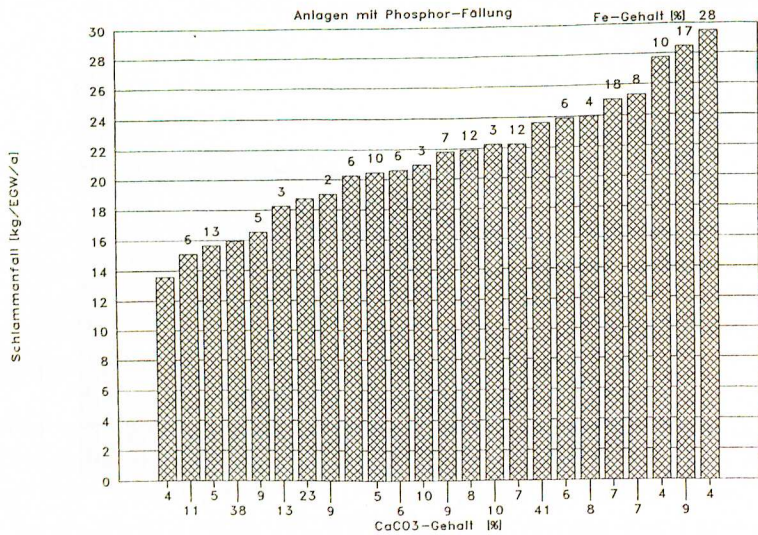
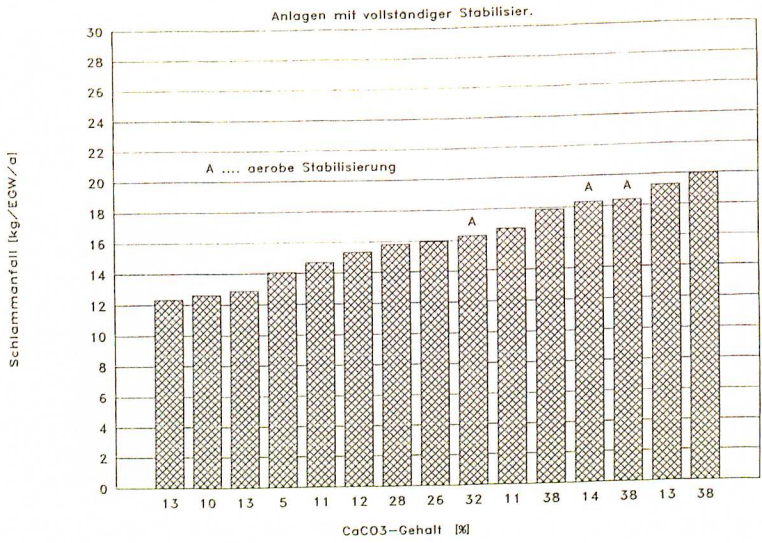


Abb. 18: Spezifischer jährlicher Schlammfall in g TS/EGW/a von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

Von den Anlagen mit P-Fällung weist nur eine einen deutlich erhöhten Kalkgehalt auf, nämlich die Kläranlage Wolfgangsee-Ischl. Nachdem diese Kläranlage, als einzige von den Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung, mit vollständiger Stabilisierung betrieben wird, ist der Schlammanfall trotzdem vergleichsweise gering. Auffallend ist die große Schwankungsbreite bei den Werten für den Eisengehalt. Aus der spezifischen Phosphorfracht im Zulauf, der erforderlichen Eisenzugabe und dem spezifischen Schlammanfall ergeben sich rechnerisch - auch bei einem Mol-Verhältnis Eisen zu Phosphor im Zulauf von 1,5 - für Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung Werte für den Fe-Gehalt bis maximal 10 %. Werte von über 15 % Eisen im Klärschlamm sind daher als "Fällmittel-Überdosierung" zu betrachten, die, wie Abbildung 17 zeigt, zu einem erhöhten Schlammanfall führen.

Der spezifische Schlammanfall ist stark abhängig von der Zulauffracht an anorganischen Feststoffen und von der Verfahrensweise der Schlammbehandlung, wobei sich für den jährlichen Schlammanfall eine große Schwankungsbreite von 11 bis 32 kg/EGW/a ergibt (Tab. 3). Abbildung 18 zeigt, daß alle Werte zwischen 12 und 30 kg/EGW/a und somit innerhalb dieser Schwankungsbreite zu finden sind. Alle Werte, außer den beiden niedrigsten bei den Anlagen mit Phosphor-Fällung, liegen auch innerhalb der für die jeweilige Verfahrensweise angegebenen Bandbreite.

In einer Arbeit über die Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf die Betriebskosten wurden Daten von insgesamt 14 österreichischen Kläranlagen erhoben, unter anderem auch der Schlammanfall. Dabei lag der spezifische Schlammanfall bei zwei Kläranlagen zwischen 7 und 9 kg/EGW/a (NOWAK, 1991). Beide dieser Anlagen sind geprägt durch einen sehr hohen Industrieabwasseranteil. Sind in einem Abwasser hauptsächlich abbaubare organische Stoffe und nur wenig nicht abbaubare partikuläre Stoffe enthalten, so führt dies zu einem deutlich verminderten Schlammanfall bezogen auf den Einwohnergleichwert. Theoretisch würde sich aber auch bei einem Abwasser, in dem ausschließlich gelöste abbaubare Stoffe und keine Feststoffe enthalten sind, aus der Abwasserreinigung an mineralisierter Biomasse ein Schlammanfall von rund 3 kg TS/EGW/a ergeben. Daher ist bei kommunalen Kläranlagen, auch bei einem sehr hohen Industrieabwasseranteil mit fast ausschließlich gelöster organischer Verschmutzung, ein spezifischer Schlammanfall von unter 7 kg TS/EGW/a als sehr unwahrscheinlich anzusehen.

4. NÄHRSTOFFGEHALT IM KLÄRSCHLAMM

Die spezifischen Nährstofffrachten (N, P, oTS) im Klärschlamm sind durch die charakteristische Zusammensetzung von häuslichem Abwasser bedingt und für eine bestimmte Verfahrensweise der Kläranlage im einem relativ engen Rahmen vorhersehbar. Die Fracht an anorganischer Trockensubstanz steht in keinem direkten Zusammenhang zur organischen Verschmutzung und folglich zum Einwohnergleichwert, sondern ist stark von der örtlichen Situation (Abschwemmungen aus dem Einzugsgebiet, Umfang der Chemikaliengabe) geprägt, woraus sich eine große Bandbreite für den spezifischen Schlammanfall ergibt. Diese große Bandbreite beim Schlammanfall führt zu einer großen Schwankungsbreite beim Nährstoffgehalt. In der folgenden Tabelle 4 sind nun entsprechend den bisherigen Ausführungen Werte für die spezifischen Frachten an Phosphor, Stickstoff sowie an organischer Trockensubstanz und für den spezifischen Schlammanfall in Abhängigkeit von der Verfahrensweise zusammengestellt, woraus "Größenordnungen" für den Phosphor- und Stickstoffgehalt, sowie für den Glühverlust, den Anteil an organischer TS, abgeschätzt wurden. In dieser Zusammenstellung wurden nur Werte für Schlämme aus Anlagen mit Phosphorentfernung angegeben, da diese künftig für den überwiegenden Teil der Kläranlagen verpflichtend vorgeschrieben sein wird.

Durch die Phosphatfällung wird der Phosphorgehalt im Klärschlamm künftig generell im Bereich des Stickstoffgehalts liegen. Da die spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm aus Gründen der Bilanzierung (< 15 % im Ablauf, > 85 % im Klärschlamm) unabhängig von der Verfahrensweise der Kläranlage ist, ist der P-Gehalt im Klärschlamm umso kleiner, je größer der spezifische Schlammanfall ist (Tab. 4). Der N-Gehalt liegt im vollständig stabilisierten und im nicht ausstabilisierten Schlamm aus Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung in der gleichen Größenordnung. Unterschiedlich ist hier die Pflanzenverfügbarkeit: im Naßschlamm und im Schlamm aus gleichzeitiger aerober Stabilisierung ist vergleichsweise mehr pflanzenverfügbarer Stickstoff enthalten als in ausstabilisierten entwässerten Schlämmen. Die Zugabe von Kalk - gleich ob zur Entseuchung, zur Stabilisierung oder zur Konditionierung - führt in zweierlei Hinsicht zu einer Verminderung des Stickstoffgehalts im Schlamm: einerseits wird der spezifische Schlammanfall erhöht, andererseits wird durch die Kalkzugabe der pH auf über 10 angehoben, wodurch viel Stickstoff als Ammoniak entweicht.

Schlamm aus	Ges.-P	Ges.-N	oTS	N/oTS	TS	P/TS	N/TS	GV
	g/EGW/d	g/EGW/d	g/EGW/d	%	g/EGW/d	%	%	%
vollst. Stab., naß	1,2 - 1,4	1,2 - 1,6	15 - 20	6,0 - 9,5	35 - 60	2,4 - 3,5	2,4 - 4,0	30 - 50
vollst. Stab., entwässert	1,2 - 1,4	1,1 - 1,4	15 - 20	5,5 - 8,0	35 - 60	2,4 - 3,5	2,2 - 3,5	30 - 50
vollst. Stab., entw. (+ Ca)	1,2 - 1,4	0,8 - 1,2	15 - 20	4,5 - 7,0	45 - 75	1,8 - 3,0	1,3 - 2,5	22 - 40
glz. aer. St., naß	1,2 - 1,4	1,5 - 3,0	25 - 40	5 - 10	45 - 80	1,7 - 3,0	2,4 - 6	40 - 65
glz. aer. St., entwässert	1,2 - 1,4	1,3 - 2,3	20 - 30	4,5 - 9,5	40 - 70	2,0 - 3,2	2,2 - 5	35 - 60
glz. aer. St., entw. (+ Ca)	1,2 - 1,4	1,0 - 1,8	20 - 30	4 - 7,5	50 - 90	1,5 - 2,5	1,3 - 3	25 - 50

Abkürzungen:

- vollst. Stab.vollständiger Stabilisierung
 glz. aer. St.gleichzeitiger aerober Stabilisierung
 entw. (+ Ca)entwässert mit Kalk-Zugabe
 GVGlühverlust (Verhältnis oTS zu TS)

Tab. 4: Bandbreiten für den Gehalt an Stickstoff, Phosphor und organischer Trockensubstanz (GV) im Klärschlamm bei unterschiedlichen Verfahren zur Schlammbehandlung

5. SPEZIFISCHE SCHWERMETALLFRACHTEN IM KLÄRSCHLAMM

Aus den vorhandenen Datenreihen wurden die spezifischen Frachten an Zink, Kupfer, Chrom, Blei, Nickel, Cadmium und Quecksilber im Klärschlamm ermittelt, wobei auch hier von spezifischen Frachten im Schlamm von 18 g oTS/EGW/d bei vollständiger Stabilisierung bzw. von 1,2 g P/EGW/d bei weitgehender Phosphorentfernung ausgegangen wurde.

Die Ergebnisse dieser Auswertungen sind auf den folgenden Seiten (Abb. 19 bis 25) dargestellt. In diesen Abbildungen steht wiederum ein Balken für eine Kläranlage. Zusätzlich ist die Anzahl an Meßwerten bei den einzelnen Kläranlagen angegeben, um einen Anhaltspunkt für die Verlässlichkeit einzelner Werte zu geben.

In Tabelle 5 sind die Medianwerte ("50%-Werte") sowie die "20%-Werte" für die Frachten an Zink, Kupfer, Chrom, Blei, Nickel, Cadmium und Quecksilber im Klärschlamm zusammengestellt.

		Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Cd	Hg
20% - Wert	<i>Kläranlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung</i>							
	mg/kg oTS	2050	355	82	143	48	2,7	3,5
	mg/EGW/d	37	6,4	1,5	2,6	0,9	0,05	0,06
	g/EGW/a	13,5	2,3	0,54	0,94	0,32	0,018	0,023
	<i>Kläranlagen mit weitgehender Phosphorentfernung</i>							
	mg/kg P	33700	6600	1470	2450	840	26	14
mg/EGW/d	40	7,9	1,8	2,9	1,0	0,03	0,02	
g/EGW/a	14,8	2,9	0,64	1,07	0,37	0,012	0,006	
50% - Wert	<i>Kläranlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung</i>							
	mg/kg oTS	2557	415	96	175	61	3,6	5,1
	mg/EGW/d	46	7,5	1,7	3,1	1,1	0,06	0,09
	g/EGW/a	16,8	2,7	0,63	1,15	0,40	0,024	0,033
	<i>Kläranlagen mit weitgehender Phosphorentfernung</i>							
	mg/kg P	41900	8180	2240	2880	1300	46	30
mg/EGW/d	50	9,8	2,7	3,5	1,6	0,06	0,04	
g/EGW/a	18,4	3,6	0,98	1,26	0,57	0,020	0,013	

Tab. 5: 20- und 50%-Werte für die spezifische Frachten an Schwermetallen im Klärschlamm von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

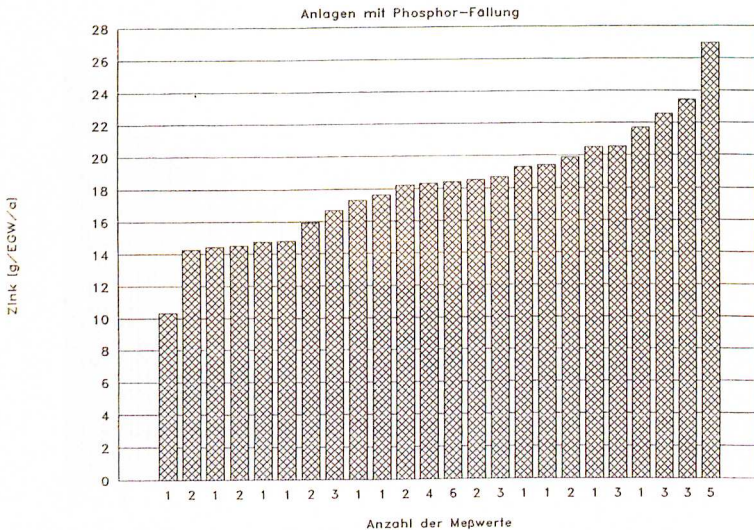
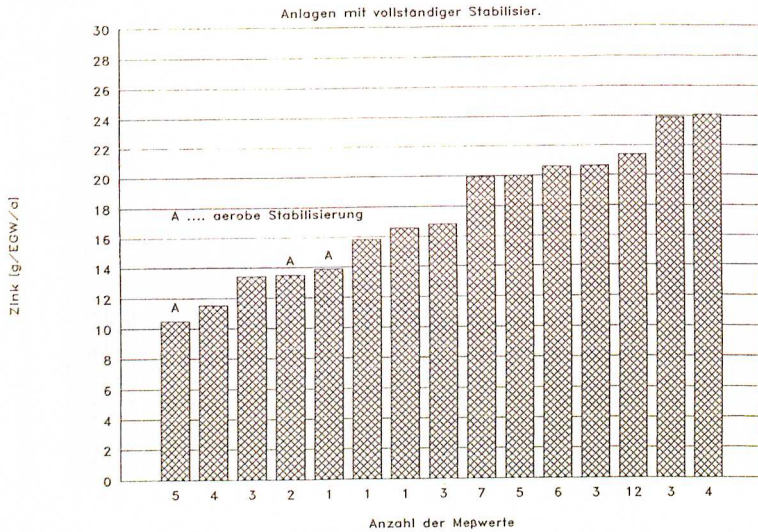


Abb. 19: Spezifische Fracht an Zink im Klärschlamm in g/EGW/a von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

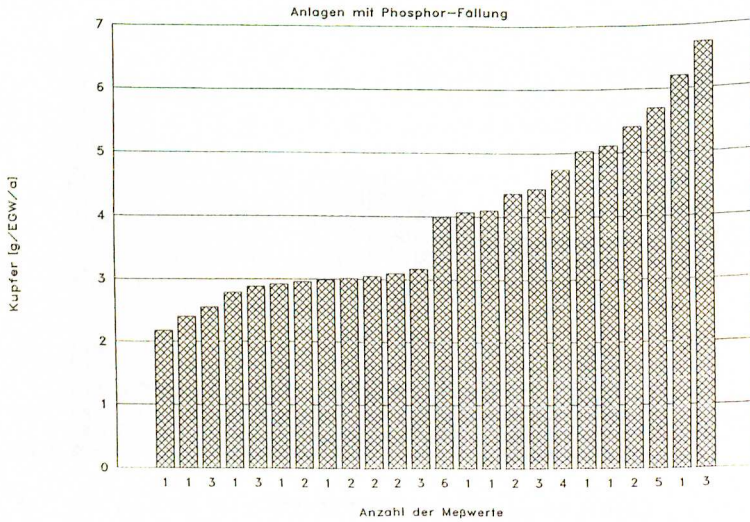
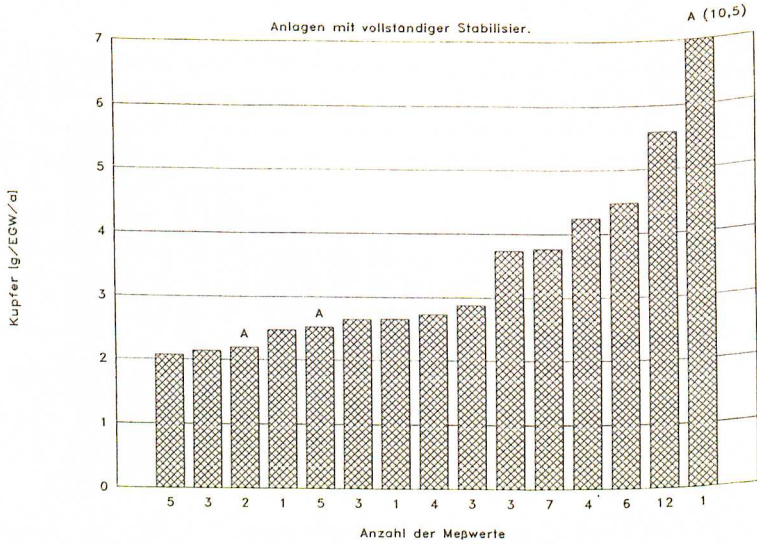


Abb. 20: Spezifische Fracht an Kupfer im Klärschlamm in g/EGW/a von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

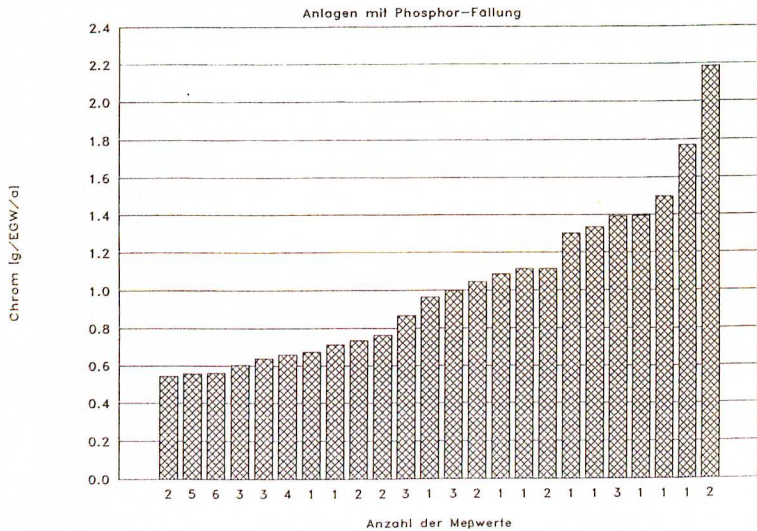
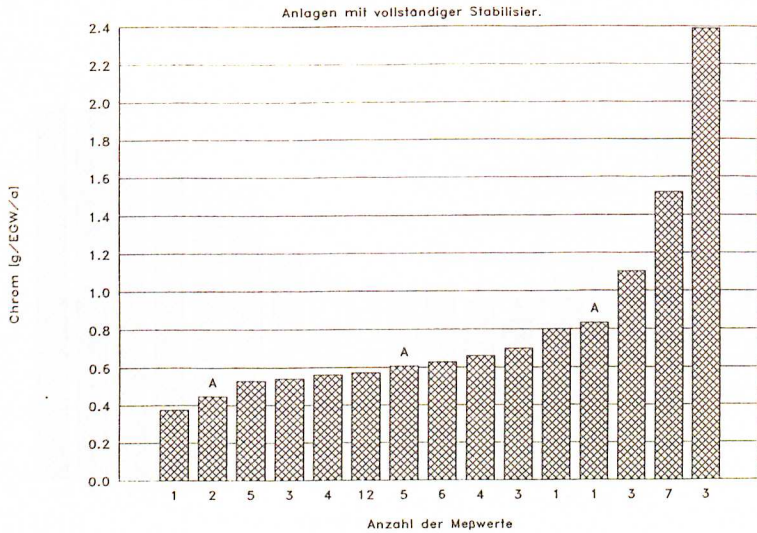


Abb. 21: Spezifische Fracht an Chrom im Klärschlamm in g/EGW/a von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

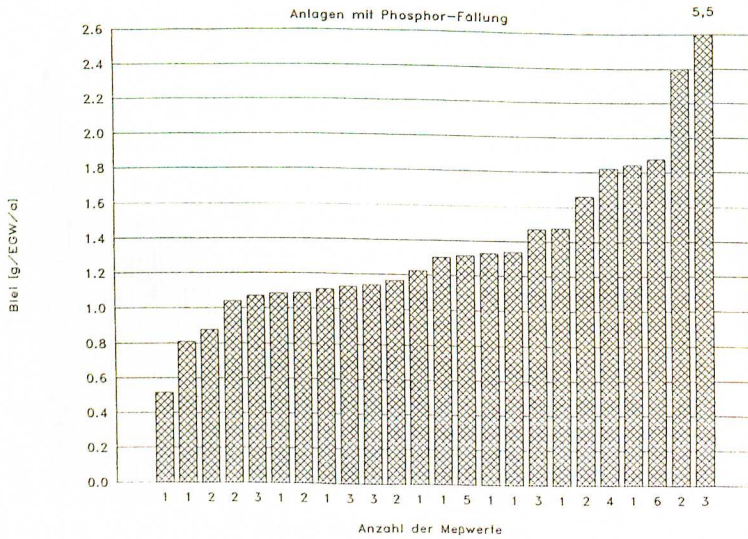
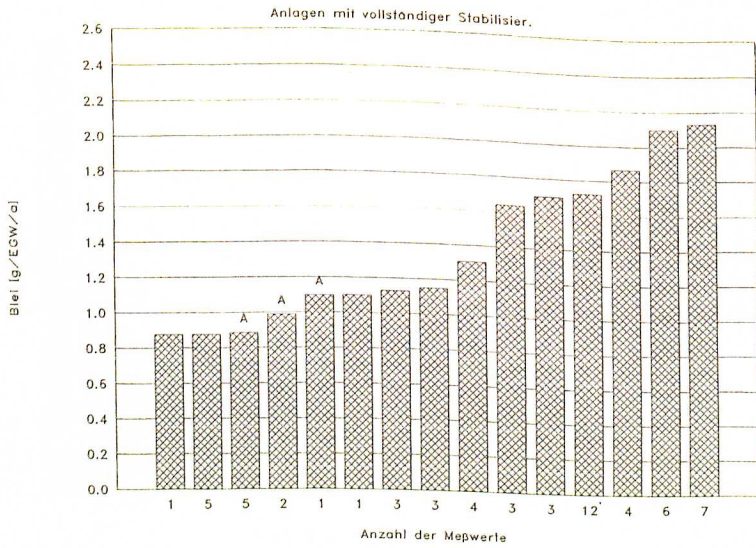


Abb. 22: Spezifische Fracht an Blei im Klärschlamm in g/EGW/a von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

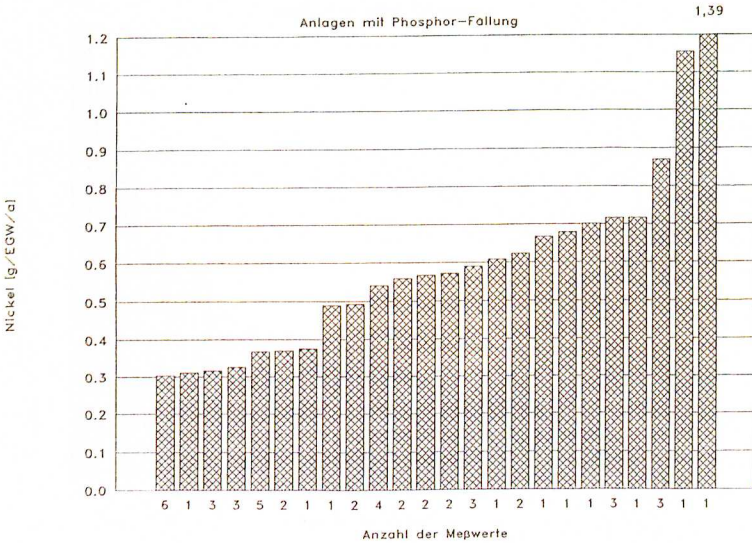
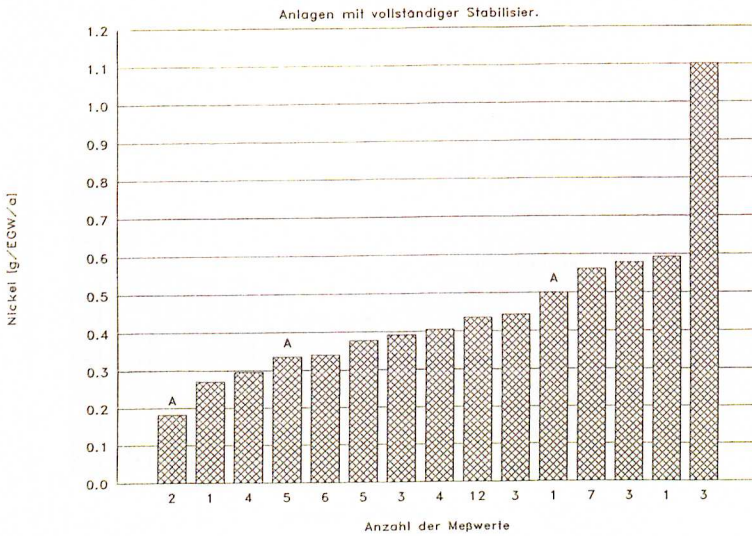


Abb. 23: Spezifische Fracht an Nickel im Klärschlamm in g/EGW/a von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

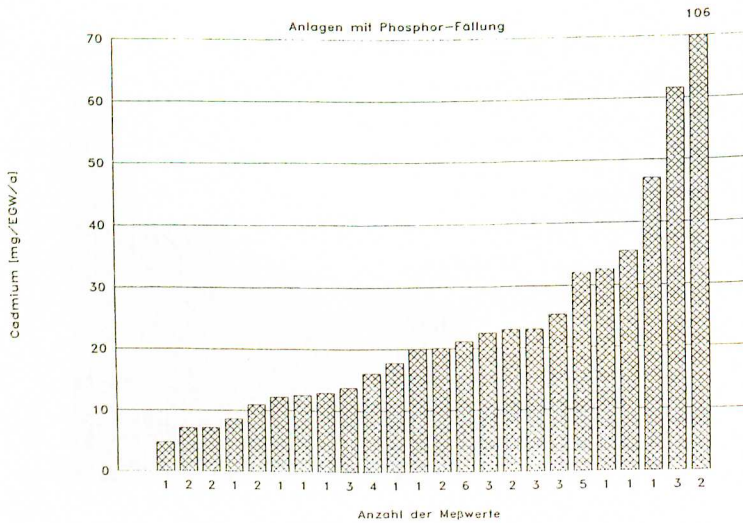
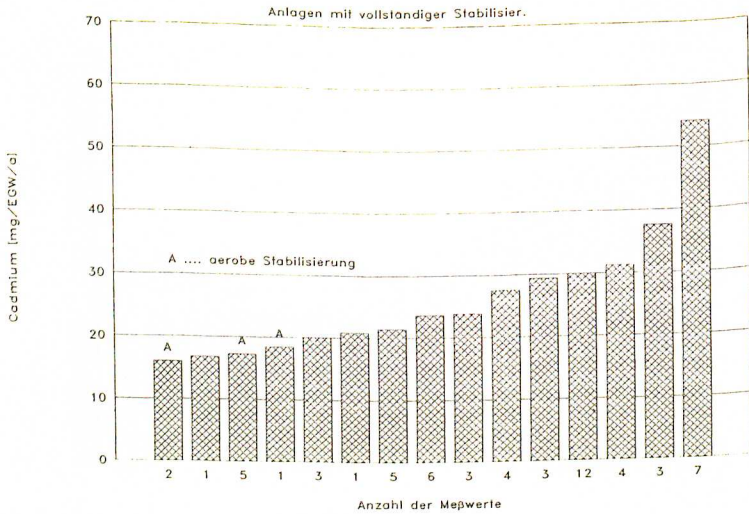


Abb. 24: Spezifische Fracht an Cadmium im Klärschlamm in mg/EGW/a von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

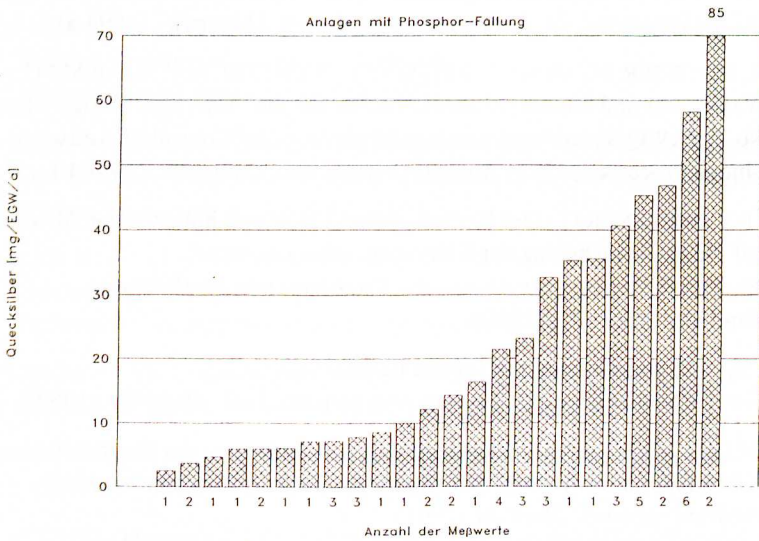
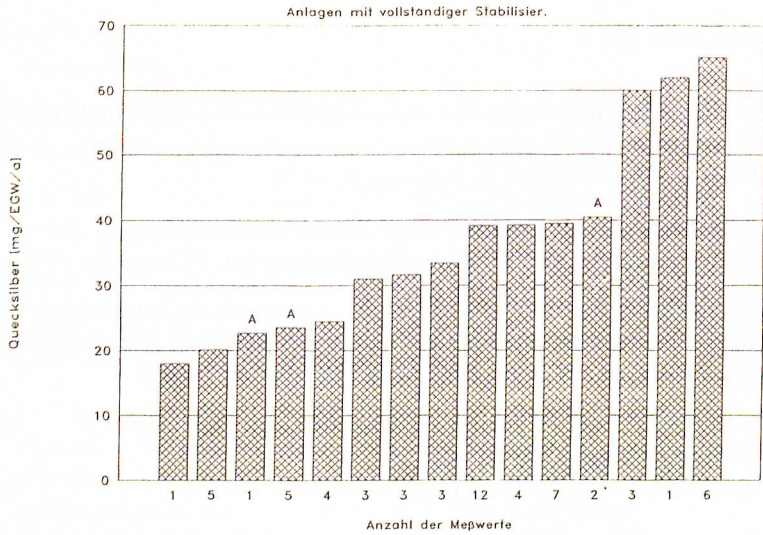


Abb. 25: Spezifische Fracht an Quecksilber im Klärschlamm von Anlagen mit vollständiger Schlammstabilisierung sowie von Anlagen mit weitgehender Phosphorentfernung

6. LITERATUR

- ATV (Fachausschuß 6.4): Organisationsmodelle zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. *Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis*, St. Augustin, Band **21** (1989)
- ATV: Arbeitsblatt A 131: Bemessung und Betrieb von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnergleichwerten. St. Augustin (1991)
- DIEZ T.: Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in den 90er Jahren - Nutzen und Risiken. *Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, TU München, Band **110**, 53 - 67 (1992)
- HENZE M., GRADY C.P.Jr., GUJER W., MARAIS G.v.R., MATSUO T.:
"Activated Sludge Model No.1".
IAWPRC Scientific and Technical Report No.1 (1986)
- HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARAIS G.v.R.:
"Activated Sludge Model No.2". *IAWPRC Scientific and Technical Report*. IAWQ Specialised Seminar 'Modelling and Control of Activated Sludge Processes', 22-24 August, Copenhagen, Denmark (1994 a)
- HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARAIS G.v.R.:
Wastewater and biomass characterization for the 'Activated Sludge Model No.2'. IAWQ Specialised Seminar 'Modelling and Control of Activated Sludge Processes', 22-24 August, Copenhagen, Denmark (1994 b)
- HUBER L., METZNER G.: Der Einfluß gewerblicher und industrieller Abwässer auf die Stickstoffbilanz der Kläranlage einer Großstadt.
Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Band **43**, 459 - 477 (1989)
- KAPP H.: Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt.
Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft - Band **86** (1984)
- KEDING M.: Maßnahmen zur Entwicklung und Sicherung der landbaulichen Klärschlammverwertung. *Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum - siwawi* - Band **21** (1991)
- KEIL S., NOWAK O.: Kläranlage Wolfgangsee-Ischl.
Wiener Mitteilungen - Band **100** (1992)

- KROISS H. (Hrsg.): Schlammbehandlung. Kapitel 8 im "Klärwärtergrundkurs"
Wiener Mitteilungen - Band **114** (1994)
- MATSCHÉ N.: Biologische Grundlagen der Abwassertechnik.
Wiener Mitteilungen - Band **16**, 123 - 144 (1974)
- MCCARTY P.L.: Thermodynamics of biological synthesis and growth.
Advances in Water Pollution Research **2**, 169 - 199 (1965)
- MCKINNEY R.E.: Microbiology for sanitary engineers. McGraw-Hill (1962)
- MÖLLER U.: Einfluß der Schlammbehandlung auf die Abwasserreinigung.
ATV-Fortbildungskurs E/2, Essen (1985)
- MÜLLER V.: Bericht über Untersuchungen zur Rücklösung bei der aeroben und anaeroben Stabilisation unter besonderer Berücksichtigung der Arbeit von ZGUBIENSKI (1993). Praktikumsarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien (1993)
- NOWAK O.: Auswirkungen auf die Betriebskosten.
Wiener Mitteilungen - Band **98** (1991)
- NOWAK O.: Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und -entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage.
Wiener Mitteilungen - Band **110** (1993)
- PETER A., SARFERT F.: Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphor- und Stickstoffentfernung im Klärwerk Berlin-Ruhleben und Marienfelde.
Wiener Mitteilungen - Band **97** (1991)
- RIEGLER G., ECKHARDT H., KARGES J.: Mengen und Inhaltsstoffe von kommunalen Klärschlämmen in der Bundesrepublik Deutschland.
Technisch - wissenschaftliche Schriftenreihe der ATV, Band **9** (1982)
- SCHLEGEL S.: Maßnahmen zur biologischen Phosphorentfernung auf der Kläranlage Schermbeck. *Wiener Mitteilungen* - Band **97** (1991)
- SCHWEIGHOFER P.: Möglichkeiten der Plausibilitätsuntersuchung von Meßdaten. *Wiener Mitteilungen* - Band **116** (1994)
- STRAUCH D.: Hygiene der landwirtschaftlichen Verwertung kommunaler Klärschlämme. *Wiener Mitteilungen* - Band **82** (1989)

VON DER EMDE W., SPATZIERER G.: Das Klärwerk Zellerbecken.
Österreichische Wasserwirtschaft **30**, 85 - 94 (1978)

WANNER O., KAPPELER J., GUJER W.: Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimization technique - A comparison. *Wat. Sci. Tech.* **25** (6), 141 - 148 (1992)

ZGUBIENSKI V.: Untersuchung der Wege von organischen und anorganischen Nährstoffverbindungen im Bilanzraum "Kommunale Abwasserreinigungsanlage". Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien (1993)

Dipl.Ing. Otto Nowak
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A - 1040 Wien
Tel. 0222-58801-3249