VA-teknik
CHALMERS

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik

EXAMENSARBETE

Slambrunnar i små avloppsanläggningar
- slamavskiljningseffektivitet och metallkontaminering

PER BLAD

Examensarbete 1999:2

VA-teknik
CHALMERS

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord: **avloppsvatten**
enskilda hushåll
slambrunnar
metaller
effektivitet

EXAMENSARBETE

Slambrunnar i små avloppsanläggningar - slamavskiljningseffektivitet och metallkontaminering

PER BLAD

Examensarbete 1999:2

Förord

Detta examensarbete är utfört under hösten 1999 vid institutionen för vattenförsörjnings och avloppsteknik vid Chalmers Tekniska Högskola.

Examensarbetet uppkom genom institutionen för VA-tekniks idéer för examensarbeten. De praktiska momenten har varit förlagda till Tanums kommun.

Jag vill tacka min handledare och examinator Gilbert Svensson. Ett stort tack skall gå till Tanums kommun som bistått ekonomiskt genom betalning av en stor del av de kemiska analyserna. Jag vill speciellt tacka Karin Irénesson och Mats Tillander vid Tanums kommun för deras hjälp och vars tid jag tog i anspråk. Ett stort tack även till Lars-Olof Sörman som gjorde min provtagningsutrustning. Till sist skall ett stort tack gå till alla fastighetsägare som svarat på mina frågor och låtit mig ta prover i deras slamavskiljare.

Göteborg i december 1999

Per Blad

Sammanfattning

En stor del av hushållen i Sverige och i övriga världen har enskilt avlopp, som inte är kopplade till kommunala reningsverk. Det vanligaste systemet för enskilt avlopp är en slamavskiljare och efterkommande filterbädd. Huvudsyftet med anläggningen är att smittsamma sjukdomar inte skall spridas till grund- eller ytvatten.

Kommunerna har idag som krav att slamavskiljningsbrunnarna skall tömmas en gång per år för att inte det efterkommande reningssteget skall slamma igen. Det anses att slamavskiljarens enda funktion är att partiklar i avloppsvattnet skall sedimentera.

Denna rapport kan delas in i två delar där den ena behandlar processen som sker i brunnen och hur mycket denna störs av en förtidig tömning. Den andra delen tar upp hur kontaminerat slammet är av metaller och var dessa har sin källa. Examensarbetet består av littteraturstudier och en praktisk del. Den praktiska delen består av ett antal stickprov på slam från trekammarbrunnar med olika sorters belastning och tidsintervall sedan senaste tömning.

Mätdata visade att det var stor spridning på metallinnehållet i slammet, stor spridning var det även på innehållet av suspenderat material i slammet. Över hälften av brunnarna hade ett slam vars metallinnehåll överskred gränsvärdet för slamgödsling.

Slamavskiljningen fungerade tillfredsställande i 10 av 17 brunnar. Den troligaste anledningen till att vissa brunnar hade låg effektivitet i slamavskiljningen, är antagligen att de har för hög belastning av vatten, då de även ofta har väldigt låga halter suspenderat material i slammet. En annan anledning kan vara att slamavskiljaren är trasig. Det är ofta väldigt svårt för det enskilda hushållet att veta om brunnen fungerar som den skall eller inte. Om de någonsin märker det, är det att vattnet inte rinner ner genom filterbädden och marken blir vattensjuk.

Slamavskiljningseffektiviteten sjunker inte under ett år och detta skulle kunna möjliggöra en förlängning av tömningsintervallet. En förlängning av tömningsintervallet har positiva effekter för slammets mineralisering, detta i sin tur är gör det lättare att ta hand om slammet för slutlig deponering.

Ett förslag till framtida lösning, är en årlig besiktning av slambrunnarna istället för den årliga tömningen. Detta skulle bespara brunnsägarna utgiften för tömningen och de kommunala reningsverken skulle få ta emot mindre och ett mer stabilt slam. De brunnar som har väldigt dåliga värden skulle kunna följas upp och nödvändiga åtgärder skulle kunna sättas in innan efterkommande filterbädd är förstörd.

Abstract

A major part of the households in Sweden and the rest of the world are situated in rural areas and around large municipalities. These households have no access to public sewage systems and must therefore dispose of their wastewater on-site. The most common type used is the conventional septic system, which is composing of a septic tank and a drainfield. The main idea is to remove the pathogen compounds from the wastewater.

The municipal authorities in Sweden have decided that the desludging interval should be one year. This interval is to prevent the drainfield to be destroyed. The only function of the septic tank is to ensure the hydraulic settling of solid matter.

This study aims to look at the biochemical process in the septic tank and how much this is disturbed by a too short desludging interval. The second aim is about the sludges heavy metals contamination and where these metals origin. The report is divided into two parts, the first one is covering the theory and the second is the field work, were sludge samples from 24 private septic tanks were collected and analysed.

The data shows that the concentration of heavy metals from the samples were of very irregular intervals. More than half of the collected samples, had more metals per part sludge, than what is legal for using sludge as a fertiliser.

The settling efficiency was satisfactoring in 10 of 17 septic tanks analysed. The septic tanks with low efficiency have probably a too high level of water discharged, though these septic tanks had very low values of suspended solids in the sludge and equal or higher values of suspended solids in the effluent. It can be difficult for the private households to know if the septic tank is working or not. If they notice it, their drainfield has turned into sewage swamps.

The settling efficiency does not decrease during the year, this should make it possible to increase the desludging interval. Increasing tank sludge removal intervals would result in less sludge production overall and a more stabilised sludge. In the future a yearly inspection can decide if desludging is necessary or not. The septic tanks with bad values could then be identified and be taken care of before the drainfield is ruined.

1. INTRODUKTION 1

1.1 Bakgrund 1

1.2 Syfte 1

1.3 Metod 2

2. LITTERATURSTUDIE 3

2.1 Olika typer av avloppsvatten 3
2.1.1 BDT-vatten 4
2.1.2 BDT-vatten och fekalier 4
2.1.3 BDT- och WC-vatten, svartvattensystem 5

2.2 De olika delarna i avloppssystemet 5
2.2.1 Slamavskiljare 5
2.2.2 Filterbäddar 7

2.3 Biogeokemiska processen 9
2.3.1 Organiskt material 9
2.3.2 Fosfor 9
2.3.3 Kväve 10
2.3.4 De tre redox stegen 10

2.4 Tillväxtfaktor och biokemisk karakteristik för slamavskiljningsslam 11
2.4.1 Tömningsfrekvens 11
2.4.3 Slamtillväxt 12
2.4.4 Den fysikaliska/kemiska utvecklingen av slammet 13
2.4.5 Slamavskiljarens säkerhet mot hushållets konsumtionsprodukter 15

2.5 Metaller i slam 15
2.5.1 Tungmetaller i födan 15
2.5.2 Tungmetaller i BDT-vatten 17

3. FÄLTSTUDIE 19

3.1 Provningsmetoder och material 19
3.1.1 Provbrunnar 19
3.1.2 Metoder och material 21
3.1.2 Problem och felkällor 23

3.2 Okulära iakttagelser 23

4. BERÄKNINGAR OCH DATABEHANDLING 25

4.1 Suspenderat material 25
4.1.1 Slamavskiljarens effektivitet med avseende på suspenderat material 25
4.1.2 Slammets mineraliseringsgrad 25

4.2 Metallhalter 25
4.2.1 Jämförelse med slamgödslingens gränsvärde 25
4.2.2 Total metallhalt 26
4.2.3 Metallhalten i utgående vatten 26

4.6 Teoretiskt exempel 27

5 DISKUSSION 29

5.1 Slamavskiljarens effektivitet 29
5.1.1 Flytslam 29
5.1.2 Suspenderat material 29
5.1.3 Slamavskiljningseffektivitet 30
5.1.4 Slammets mineraliseringsgrad 31

5.2 Skillnader i slammet från olika avloppsvatten. 32

5.3 Slammets metallinnehåll 33
5.3.1 Slamgödslingsgränsvärden 35
5.3.2 Metallhalten i utgående vatten 36
5.3.3 Jämförelse av metallflöden för de olika avloppsalternativen 37

5.4 Slam som gödsel 39

6 SLUTSATSER 41

REFERENSER 43

BILAGA A

BILAGA B

1. Introduktion

1.1 Bakgrund

Slamavskiljare och efterföljande filterbädd är ett vanligt system för avloppsvattenrening på landsbygden i Sverige. Det är vanligt i Tanums kommun att hushåll ej är anslutna till det kommunala avloppsnätet, det är därför jag valt att titta på denna kommun. I USA står denna typ av avloppsrening för 1/3 av allt avloppsvatten från hushållen. I övriga världen är den väldigt dominerande där de ej har byggt kommunala avloppsnät.

Avloppsnäten byggs ut över hela jorden och det är för olika typer av reningsverk som forskningen pågår. De nya system, bestående av små avloppsanläggningar av denna typ bygger dock på ungefär samma koncept som när den utvecklades för 100 år sedan. Det har gjorts väldigt få undersökningar på hur slamavskiljarens funktion optimeras på bästa sätt. I Sverige är det upp till varje kommun att bestämma hur ofta dessa skall tömmas. Det vanligaste tömningsintervallet är 1 år.

Avloppsvatten från denna typ av anläggningar kan innehålla många olika miljöförorenande ämnen som kan orsaka stora miljöförändringar i omkringliggande grund och ytvatten. Det har visat sig att de släpper ut sjukdomsalstrande organismer och giftiga kemikalier från hushållsavfall.

Forskningen kring vad det utgående vattnet gör för skador och vad det innehåller påbörjades för flera årtionden sedan. Mycket av det arbete som har gjorts har handlat om vad vi skall göra med slammet (om detta kan användas till jordbruk etc.) eller hur stor källa av gödningsämnen som dessa anläggningar bidrar med att eutrofiera omgivande vattendrag. Undersökningar har visat att dessa anläggningar är en stor källa för kväve- och fosfor-utsläpp.

Reningen av avloppsvattnet i denna typ av system är biogeokemikaliskt, där avloppsvattnets olika föroreningar renas. Reaktionerna som renar avloppsvattnet beror på olika egenskaper som vattnet kan ha, redox nivå, pH, temperatur m.m.

1.2 Syfte

Detta examensarbete skall leda fram till vidare kunskaper i hur en slamavskiljare fungerar och hur den optimeras för att rena avloppsvattnet på bästa och billigaste sätt.

Examensarbetet skall svara på följande frågor:

Vilka metaller och halterna av koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb) och kvicksilver (Hg) finns i slammet?

Har olika avloppsvatten betydelse för slammets kontaminering?

Vad är källan till dessa metaller i slammet?

Hur mycket anaerob nedbrytning av slammet sker i brunnen?

Hur mycket störs den processen av för kort tömningsfrekvens?

Är det möjligt att förlänga tömningsintervallerna?

Vilka problem kan uppstå om brunnarna inte töms lika ofta?

1.3 Metod

Examensarbetet är indelat i två delar, litteraturstudie och fältstudie. Litteraturstudierna ligger till grund för en lyckad analys av fältstudieresultaten.

Litteraturstudierna behandlar små avloppsanläggningar i stora drag och alla dess komponenter. Den tar upp vilka miljöpåverkande faktorer som varje del står för och hur dessa kan förbättras.

Fältstudierna skedde i Tanums kommun och bestod i intervjuer av brunnsägare och stickprover av deras slamavskiljare. Slamproverna skickades sedan för analys till ackrediterat laboratorium. De variabler som analyserades var suspenderat material, glödningsrest och metaller (Cu, Zn, Pb, Cd och Hg), prov har även tagits på utgående vatten för analys av suspenderat material.

Det första målet var att ta prov från de tre olika typerna av avloppsvatten, det visade sig dock vara svårt att hitta åretruntboende med slamavskiljare som belastades enbart av BDT-vatten eller med slambrunn som belastades med BDT-vatten och fekalier.

2. Litteraturstudie

2.1 Olika typer av avloppsvatten

Denna rapport tar upp tre olika typer av avloppsvatten som kommer till slamavskiljaren och efterkommande filterbädd:

- BDT-vatten (Bad, Disk, Tvätt)
- BDT-vatten och fekalier
- BDT- och WC-vatten.

Ett svenskt hushåll producerar omkring 200 l/person/dag avloppsvatten. Som schablonvärde för vattenanvändningen kan det räknas med 150 l BDT-vatten/p/d och 50 l WC-vatten/p/d. WC-vattnet kan minskas betydligt med snålspolande- eller urinseparerande toaletter (Naturvårdsverket, 1995). Sammansättning och när i tiden olika bidrag av föroreningar kommer till brunnen varierar stort. Vanligt hushållsavloppsvatten (BDT- & WC-vatten) innehåller ungefär 0.2 g/l till 0.6 g/l organiskt material som kommer från människan, kök och tvätt (Willhelm S. R., Schiff L., 1994).

Tabell 1 Exempel på föroreningsmängder i kommunalt avloppsvatten (Handbok i vattenvård Kemira AB).

Föroreningar	Gram per person och dygn (g/p/d)
Kemiskt syreförbrukande ämnen (COD)	120 – 180
Biokemiskt syreförbrukande ämnen (BOD_7)	60 – 90
Fosfor (P)	2,5 – 3,5
Kväve (N)	10 – 14
Suspenderade ämnen (SS)	70 – 90
Glödningsförlust (GF)	50 – 60
Torrsubstans (TS)	150 – 250

Urin bidrar med 70 – 80 % av kvävetillförseln och ungefär med 50 % av fosforn (Naturvårdsverket, 1995) se tabell 2.

Tabell 2 Andel kväve och fosfor i hushållsavlopp (Naturvårdsverket, 1995)

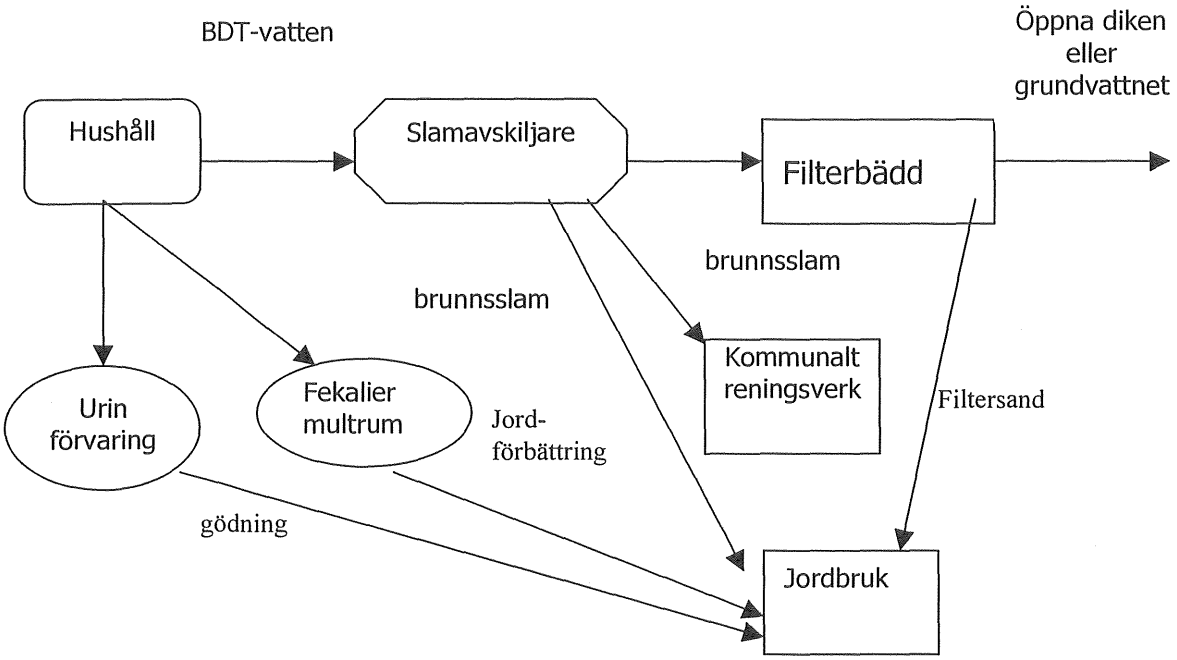
	Kväve (%)	Fosfor (%)
Urin	80	50
Fekalier	10	25
BDT-vatten	10	25

Hushållsavloppsvattnet bidrar också med metallföroreningar. Metaller fastnar oftast på de tyngre partiklarna och ackumuleras i slammet. Detta kan leda till att slammet innehåller så höga halter av någon metall, att de överskrider de gränsvärden som

Naturvårdsverket har satt upp för hur höga koncentrationer av metall i slam som får spridas på jordbruksmark.

2.1.1 BDT-vatten

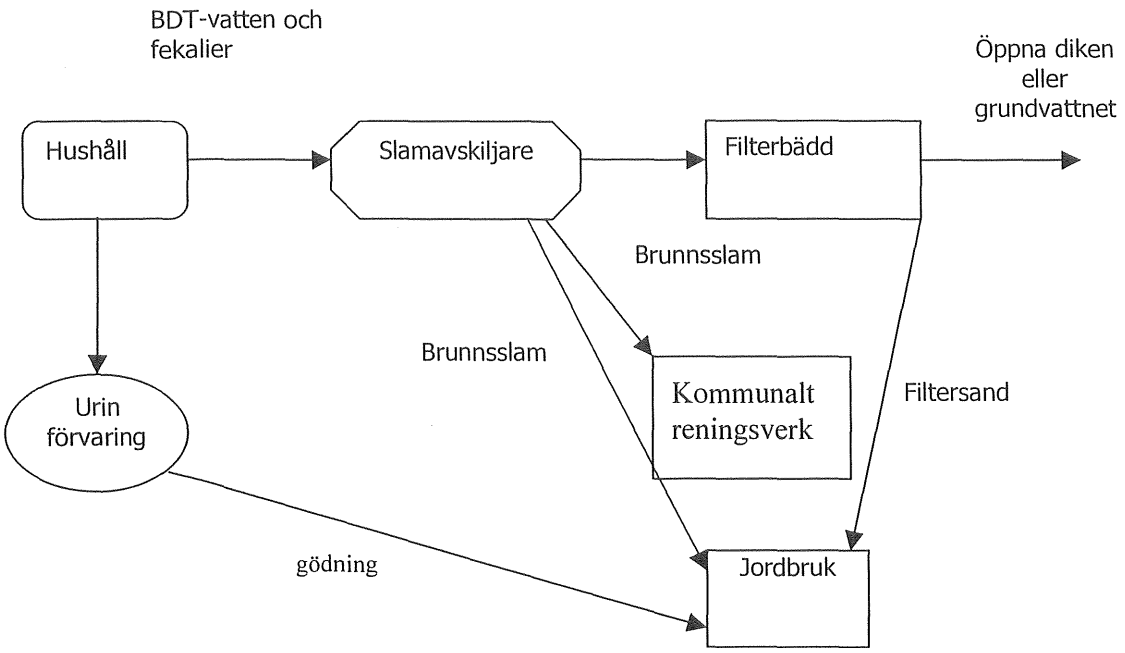
Då hushållet har enkelspolande urinseparerande toaletter med sluten tank för urin samt separat kompostering av fekalierna eller sluten tank för WC-avloppet, blir det endast BDT-vatten kvar att rena. Det finns flera olika sätt att rena detta, rapporten behandlar dock endast slamavskiljare med efterföljande filterbädd.



Figur 1 Enkelspolande urinseparerande system med BDT slamavskiljare

2.1.2 BDT-vatten och fekalier

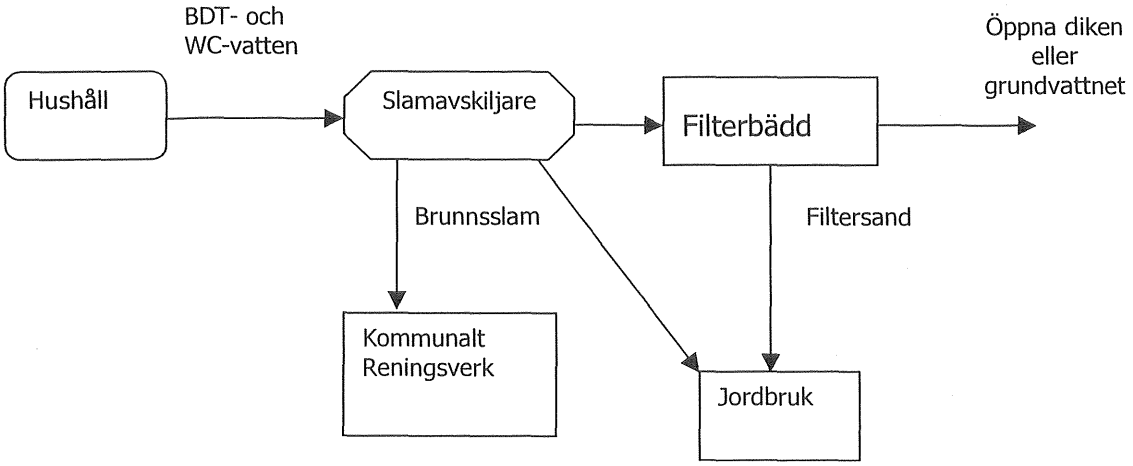
Hushållet har dubbelspolande urinsorterande toaletter, urinen samlas upp i slutna tankar och låter fekalierna blandas med BDT-vattnet i slamavskiljaren sefigur 2.



Figur 2 Dubbelspolande urinsortering, BDT-vatten och fekalier samlas i slamavskiljaren.

2.1.3 BDT- och WC-vatten, svartvattensystem

Allt avloppsvatten blandas och samlas i slamavskiljaren. Det klassiska svartvattensystemet, som de flesta enskilda hushåll har för rening av deras avloppsvatten.



Figur 3 Svartvattensystemet, BDT- & WC-vatten samlas i slamavskiljaren.

2.2 De olika delarna i avloppssystemet

2.2.1 Slamavskiljare

2.2.1.1 Funktion

Slambrunnen har två funktioner. Den **första** är att ta emot avloppsvattnet och separera partiklar ifrån vattnet. De tyngre partiklarna sjunker till botten och bildar slamlagret. De lättare partiklarna, fett, olja etc. flyter upp till ytan och bildar ett

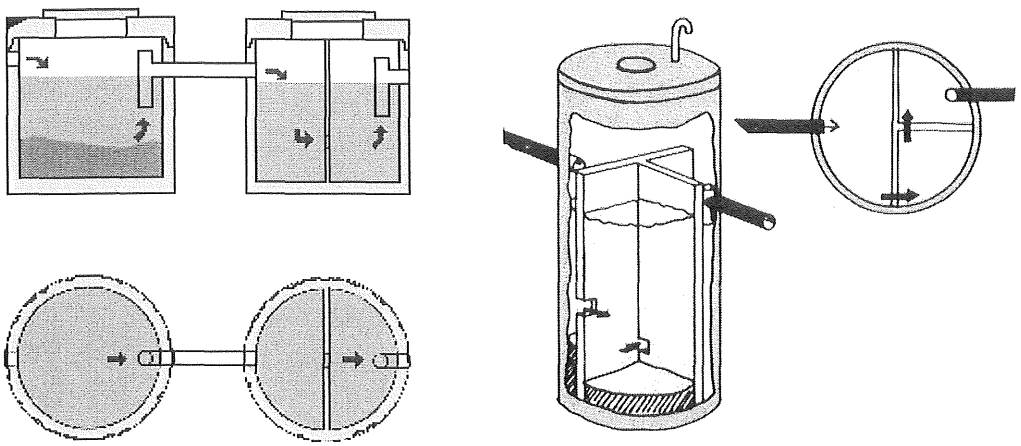
flytslam. Lagret i mitten är relativt klart och rinner då vidare till nästa kammare. Där upprepas stegen och till sist rinner vattnet ut ur brunnen.

Det **andra** är de naturligt förekommande anaeroba bakterierna, som börjar bryta ner de organiska partiklarna och förstöra det sjukdomsalstrande i avloppsvattnet. Slamavskiljaren är ofta ventilerad och har ett luftutrymme uppåt, men det är flytslammets låga diffusionskonstant av syre (O_2) i flytslammet och i vattnet som hindrar O_2 från att diffundera in i slammet.

2.2.1.2 Utseende

Det typiska konstruktionen på en slamavskiljande brunn, är en tät brunn vars egenskaper skall vara sådana att partiklarna i vattnet skall sjunka till botten och bilda bottenslam. Partiklarnas sedimentationstid bestämmer hur lång uppehållstid avloppsvattnet skall ha i slamavskiljaren. Uppehållstiden bör inte understiga 6 timmar enligt Naturvårdsverket, (1991). Ytbelastning är ett annat mått för uppehållstiden, ytbelastningen är flödet per ytenhet och timme och rekommenderas att inte överstiga 0,5 $m^3/h/m^2$. Brunnen bör tömmas på slam då partiklarna inte hinner sedimentera på grund av att djupet till slamlagret inte är tillräckligt.

Brunnen kan vara gjord av betong, stål, fiberglas eller plastmaterial. Storleken på brunnen beror på vilken belastning den kommer att få, typ av avloppsvatten (enbart BDT-vatten, BDT-vatten + fekalier eller BDT-vatten + fekalier & urin) och vattenflöde. Brunnarna kan se olika ut beroende på tillverkare, storlek m.m. De har ändå samma grundidé. De är oftast uppdelade i tre kammare (varav namnet trekammarbrunn). Avloppsvattnet skall komma in i tanken med låg hastighet för att inte störa redan pågående sedimentation. Det är viktigt att hindra flytslammet från att flyta tillbaka och sätta igen inkommande rör. Det gäller även att hindra det från att inte flyta vidare till utgående rör, då detta kan sätta igen infiltrationsbädden och förstöra dess möjlighet att rengöra avloppsvattnet. I slamavskiljaren stannar ungefär 70 % av det suspenderade materialet och 30 % följer med vattnet ut ur brunnen, enligt Naturvårdsverket, (1987).



Figur 4 Principskiss av två slambrunnar, den vänstra är av den modernare låga typen och den högra är den klassiska gamla designen.

2.2.1.3 Flytslam

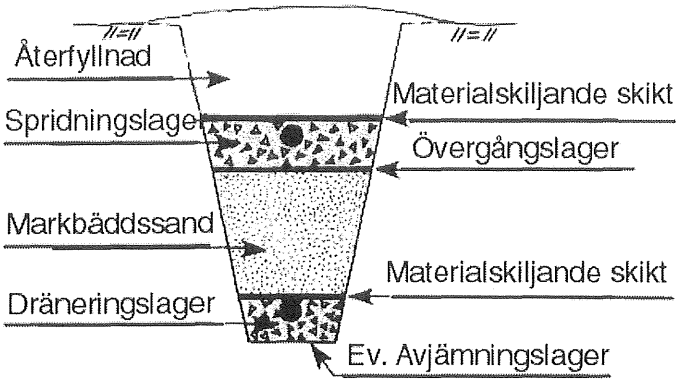
Flytslambildningen beror på livlig gasbildningsutveckling i bottenslammet, varifrån slampartiklar kan följa med gasblåsor mot ytan (Brink N, 1962). Flytslammet som bildas i brunnen har både positiva och negativa sidor. Det är förutsättningen för att en syrefrimiljö skall uppstå och den anaeroba processen skall kunna startas. Flytslammet fungerar som ett tätt lock uppe på vattenfasen ovan bottenslammet. Flytslammet består av lätta partiklar som flyter på vattnet. Det negativa är att flytslammet flyter upp till nivån för inkommande rör. Detta medför att inkommande avloppsvatten inte lika lätt rinner fram och avloppsrören blir igenstoppat. Tömning är ett måste för att flytlagret inte skall sätta igen avloppsrören. Om flytslam förekommer annat än i den första kammaren är brunnen överbelastad, finns det flytslam i tredje kammaren bör brunnen tömmas omedelbart för att inte skada filterbädden.

2.2.2 Filterbäddar

2.2.2.1 Markbädd

En markbädd är en konstgjord grusbädd dit man leder in avloppsvatten, som sprids via fördelningsrör i ett makadamlager över grusbädden med en tjocklek av 0,7m – 1,0 m. Vattnet sjunker genom gruslagret och samlas upp i ett dräneringslager under grusbädden och det renade avloppsvattnet leds sedan till en ytvattenrecipient. Avloppsvattnet renas av att det på gruskornen sitter en biofilm av aeroba bakterier som äter upp syreförbrukande ämnen. Reningsgraden för markbädden minskar med tiden. Reningsgraden beror av vilken typ av avloppsvatten som renas i markbädden. Markbädden renar fosfor relativt bra men har låg effektivitet av kväverening. Detta

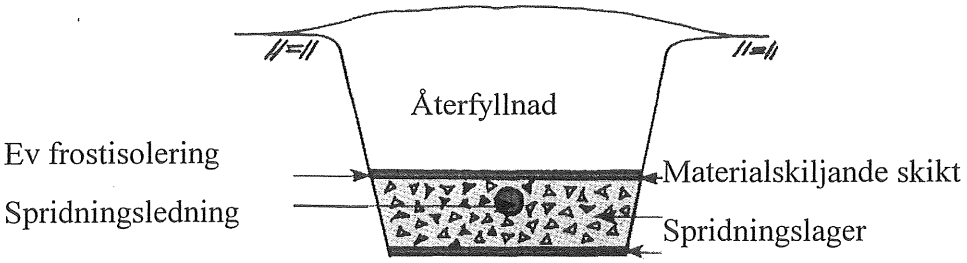
beror på att den saknar den syrefria miljö som är nödvändig för att det andra steget i "kväveomvandlingen" skall ske, där slutresultatet är att kvävgas bildas, som återgår till atmosfären. Det renade vattnet rinner ut i en öppen vattenrecipient.



Figur 5. Princip skiss av en markbädd (Naturvårdsverket, 1987)

2.2.2.2 Infiltrationsbädden

Det slamavskilda avloppsvattnet rinner i detta fall ut över ett naturligt marklager. I jorden äts de syreförbrukande partiklar upp av aeroba och anaeroba bakterier. Det renade avloppsvattnet förenas med grundvattnet. Naturvårdsverket rekommenderar att minsta avståndet till grundvattnet skall vara mellan 1,5 m och 3,0 m för medelstora anläggningar.



Figur 6 Princip skiss av infiltrations bädd (Naturvårdsverket, 1987).

Fosfor och kväve tas upp av växterna som växer på infiltrationsbädden. Infiltrationsbädden har bättre kväverening än markbädden på grund av att den har den nödvändiga syrefria miljön. Liksom för markbädden avtar dess reningsförmåga med tiden, avseende på fosforföroreningen.

Infiltrationsbäddar kräver noggrann förundersökning angående jordlager och grundvattenförhållanden.
Infiltrationsanläggningarna sätter igen lättare än markbäddar, då jordpartiklarna är mindre i infiltrationsbädden.

Enligt Karlsson D., Svensson G., (1997) reducerar filterbäddar suspenderat material med 51 – 98 %. Variationen beror på bl.a. kornstorlekar.

2.3 Biogeokemiska processen

Den geokemiska processen, för avloppsvatten i slambrunn och filterbäddsystem, beror på vad avloppsvattnet innehåller från början. Den beror även på anläggningens konstruktionstekniska idéer (utseendet på slamavskiljare och filterbädd) och markens sammansättning.

2.3.1 Organiskt material

Vanligt avloppsvatten innehåller relativt höga halter av organiska föreningar. Halten organisk substans i avloppsvattnet bestäms av:

- Biokemisk syreförbrukning (BOD)
- Kemisk syreförbrukning (COD)
- Glödningsförlust (GF)
- Totalt Organiskt Kol (TOC)

Mikroorganismerna i reningsanläggningen fyller deras energibehov genom att katalysera oxidationsdelen från de organiska föreningarna. Det biologiska förhållandet kan vara aerob eller anaerob, detta härrörs från närvaron resp. frånvaron av fritt syre (O_2). I små reningsanläggningar förekommer ofta båda dessa reaktioner.

2.3.2 Fosfor

Fosfor förekommer i avloppsvattnet dels som organiskt bunden fosfor, dels som oorganisk fosfor i form av polyfosfat och ortofosfat. Organisk fosfor är huvudsakligen bunden i fasta ämnen medan polyfosfat och ortofosfat till största delen förekommer i löst form.

I biologiska reningsprocesser hydrolyseras fosfor till ortofosfat, som är den typ av fosfor som växterna har lättast att ta upp.

De viktigaste fosforkällorna är dels tvättmedelsfosfat, dels den mänskliga utsöndringen, se **Error! Reference source not found.**. Fosfor i tvättmedel har på senare år livligt debatterats. Bortagningen av fosfor i tvättmedel skulle endast i mycket ringa grad lösa problemet med den sekundära produktionen av organisk substans. Lösningen kan vara installation av ett urinseparerande toalett system.

2.3.3 Kväve

Kväve uppträder i avloppsvattnet dels som organiskt bundet kväve, dels som oorganiskt kväve i form av ammonium (NH_4^+), nitrit (NO_2^-) och nitrat (NO_3^-). Av det organiskt bundna kvävet är cirka 60 % av ammoniumkaraktär och det oorganiska kvävet består till nästan 100 % av ammoniumkväve (Handbok i vattenvård, 1989).

Förutom att kväve kan utgöra närsalt för algproduktion innebär även ammoniumkväve en källa för syreförbrukning, eftersom kväveoxiderande bakterier oxiderar ammonium till nitrat under kraftig syreförbrukning.

2.3.4 De tre redox stegen

Tabell 3 Viktiga reaktioner i slambrunn och filterbädd (Willhelm S. R., Schiff L., 1994).

ANAEROBA ZONEN (SLAMBRUNNEN)	
ORGANISK MOLEKYLHYDROLYS	Proteiner + H_2O → Aminosyror(1)
	Kolhydrater + H_2O → socker
	Fett + H_2O → Fett syror och glycerol
FRIGÖRELSE AV AMMONIUM:	Urea + H_2O → $2NH_4^+$ + CO_2(2a)
	Aminosyror + H_2O → NH_4^+ + Organiska landningar (2b)
JÄSNING:	Aminosyror och enkla sockerarter → H_2 , Ättiksyra (CH_3OO^-), andra organiska föreningar (3)
ANARAEROBISK OXIDATION:	Fettsyror + H_2O → H_2 , CH_3OO^- (4)
SULFATREDUKTION:	SO_4^{2-} + 2 CH_2^a + 2 H^+ → H_2S + 2 CO_2 + 2 H_2O (5)
METANGENESIS:	CH_3OO^- + H^+ → CH_4 + 2 H_2O (6a)
	CO_2 + 4 H_2 → CH_4 + 2 H_2 (6b)
AEROBA DELEN (OMÄTTADE DELEN OCH DELVIS I DEN MÄTTADE ZONEN)	
ORGANISK SUBSTANS OXIDATION:	CH_2O + O_2 → CO_2 + H_2O (7)
NITRIFIKATION:	NH_4^+ + 2 O_2 → NO_3^- + 2 H^+ + H_2O (8)
SULFIDOXIDATION:	H_2S + 2 0_2 → SO_4^{2-} + 2 H^+ (9)
KOLSYREBUFFRING:	H^+ + HCO_3^- → H_2CO_3 (10a)
	$CaCO_3$ + H^+ → Ca^{2+} + HCO_3^- (10b)
	$CaCO_3$ + CO_2 + H_2O → Ca^{2+} + $2HCO_3$ (10c)
ANDRA ANAEROBA DELEN (MÄTTADE ELLER NÄSTAN MÄTTADE TILLSTÅND)	
DENITRIFIKATION:	4 NO_3^- + 5 CH_2O + 4 H^+ → 2 N_2 + 5 CO_2 + 7 H_2O (11)

Slambrunnen, det första redox steget, är en anaerob miljö där det finns lite löst syre (DO), men koncentrationen av organiskt

material är hög. Mikroorganismerna använder då elektronacceptorer såsom organiskt C, H^+, CO_2 och SO_4^{-2} att oxidera organiskt material och producera CO_2, H_2, Metan (CH_4) och H_2S.

Från slambrunnen rinner vattnet vidare till filterbädden. I det syrerika omättade jordlagret sker den andra redox reaktionen. I denna aeroba zon, använder mikroorganismerna O_2 som elektronacceptor i oxidationen av organiskt C till CO_2 och NH_4^+ till NO_3^- (ekv. 7 och 8). Ammoniumoxidationen i den syrerika zonen skapar NO_3^- koncentrationer, som är över vad som är rekommenderat som dricksvatten (Willhelm S. R., Schiff L., 1994). I den underliggande mättade zonen sker väldigt lite aeroba reaktioner därför att diffusionen av O_2 i mättat tillstånd är låg, detta medför dålig O_2 tillförsel.

Hela systemet fungerar bra på att uppfylla det huvudsakliga målet med avloppsvattenrening, att ta bort organiskt material. Reningsmetoden är en stor eutrofierande källa då det syrerika tillståndet medför konvertering av NH_4 till NO_3^-.

Några metoder finns dock för att få igång en tredje redox reaktion i vilken denitrifikation sker (ekv 11). Denitrifikation kräver både anaerobt tillstånd och tillgång på fria elektroner från instabilt organiskt C. Detta sker oftast i mättat eller nästan mättat tillstånd. Reaktionen omvandlar NO_3^- till N_2 och CO_2 till alkalinitet.

2.4 Tillväxtfaktor och biokemisk karakteristik för slamavskiljningsslam

2.4.1 Tömningsfrekvens

Idag ålägger de flesta kommuner att hushållen skall tömma slamavskiljaren en gång per år. Brunnarna töms oavsett om det behövs eller ej. Brunnarna töms året runt, i värme såväl som i kyla. Arbetet är oftast utlagt på entreprenad och det är slamsugnings firman som rapporterar till kommunen att brunnen är tömd.

Tabell 4 Skillnader i slamavskiljningsbrunnar och tömningsintervall i några länder

Länder	Tömningsintervall (år)	Rekommenderad brunnsvolym (m^3)	Användare
Sverige	1	2	4
Italien	0,3 – 1	1	5
Belgien	0,5 – 1	1	5
Storbritannien	1	2,4	4
Tyskland	1	6	4
Frankrike	Max 5	2	3
Schweiz	1	6	3

2.4.2 Sedimentationsegenskaper

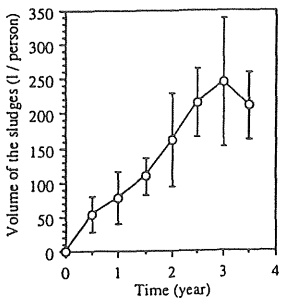
När slamnivån i brunnen når en viss punkt har avloppsvattnet mindre tid på sig att sedimentera och mer partiklar lämnar brunnen utan att ha sedimenterat. För att förhindra detta måste brunnen tömmas regelbundet. Tömningsfrekvensen bestäms av flera faktorer:

- Brunnens kapacitet
- Avloppsvattenflödet
- Mängd suspenderat material i avloppsvattnet

Effektiviteten av slamavskiljaren beror av dessa parameter eftersom optimal anaerob nedbrytning minskar slammets tillväxtfaktor. Brunnens utseende är även den en viktig parameter, partiklarna hinner sjunka till botten lättare i en lång men grund brunn än en djup med motsvarande våtvolym.

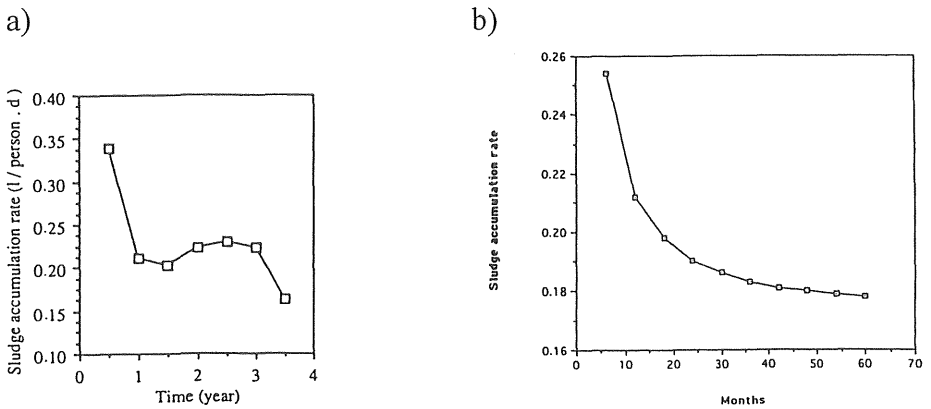
2.4.3 Slamtillväxt

Slamvolymen i brunnen är summan av det slam som sjunkit till botten och flytslammet på ytan. Slamvolymen per användare ökar i ungefär 2 år, efter detta verkar slamvolymen stabiliseras och efter 3 år så minskar volymen slam, se figur 7. Ett annat sätt att räkna, är slamtillväxt efter hur lång tid brunnen har varit använd.



Figur 7 Volymförändring av slam i slambrunnar (medelvärde ± konfidensint. 95 %) (H. Philip et al. 1993).

Efter ungefär 1 år stabiliseras slamtillväxten till ungefär 0,2 l/p/d och efter 3 år så sjunker tillväxtfaktorn till 0,16 l/p/d (H. Philip et al. 1993), se figur 8 a). En annan undersökning visar att slamtillväxten för de 6 första månaderna är 0,254 l/p/d och efter 60 månader 0,178 l/p/d (Gray N. F. 1995), se figur 8 b).



Figur 8. Slamtillväxtens utveckling a)(H. Philip et al. 1993) b) (N. F. Gray 1995).

Slamtillväxtens beteende är normalt om man jämför hur anaerob förmultning sker, den förlöper i successiva skeenden (hydrolys, syrabildning och metangenesis) se **Error! Reference source not found.**. Förmultningen startar av sig själv, så som sker vid all anarerobisk förmultning. I slamavskiljaren är de biologiska aktiviteterna tröga i starten efter brunnens tömning. Den biologiska balansen är troligen inte återställd förrän efter 5 års användande (H. Philip et al. 1993).

När brunnen töms avslutar man den reningsprocess, som om den existerar, pågår i brunnen. Då startar en helt ny process med det nya avloppsvattnet som fylls på den tömda brunnen. En reningsprocess som denna tar lång tid innan den är effektiv. Undersökningar visar att en effektiv anaerob process först är igång efter 2,5 år (H. Philip et al. 1993). Det är viktigt att veta om det sker en anaerob reaktion i brunnen, för att veta hur mycket slam som ackumuleras per person och dag.

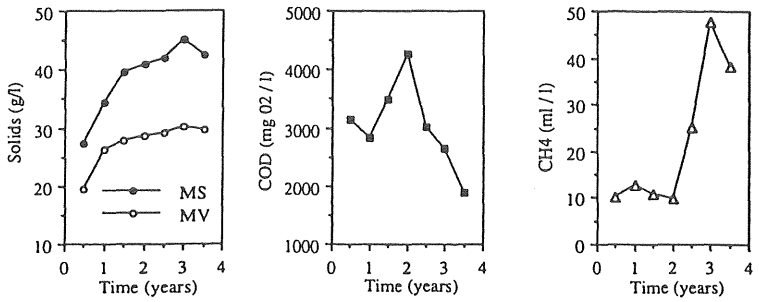
Normen för tankstorlekar och tömningsintervall tar inte hänsyn till det riktiga värdet på slamtillväxtfaktorn. Det idag gällande tömningsintervallet är lågt, om detta ökades skulle detta kunna bespara slambrunnsägaren (som betalar för tömningen) och reningsverket som inte behöver ta emot lika mycket slam och de får även ett mera stabilt slam (N.F. Gray 1995).

2.4.4 Den fysikaliska/kemiska utvecklingen av slammet

Under den första tiden så ökar mängden suspenderade ämnen (SS) och organiskt slam (VS) kraftigt och likformigt. Detta saktas senare ner och skillnaden mellan SS och VS ökar. Det är först efter ett års bruk som mineraliseringen av slammet blir märkbar. Förhållandet mellan SS och VS brukar vara mellan (30

– 40) g/l resp. (20 – 25) g/l enligt flera undersökningar (H. Philip et al. 1993), se figur 9.

Produktionen av metan (CH_4) ökar markant efter 2 år, detta samtidigt som COD sjunker. Detta är ett resultat av att med tiden har en mer mångfald av bakterier utvecklats[1] och kan öka den biologisk nedbrytningen(H. Philip et al. 1993).



Figur 9 Utvecklingskurvor för SS – VS, COD och metanproduktionen (H. Philip et al. 1993).

För att en anaerob nedbrytning skall starta, behövs det mikrobiologiska exoenzymer. En undersökning visar att enzymaktivitet endast förekommer knytet till den fasta delen av slammet. Enzymaktivitet i vätskan var under detektionsgränsen (Sabil, N 1991).

Bättre formgivning av brunnarna och en större volym till första kammaren, för att kunna lagra mer, skulle kunna öka slamtömningsintervallet upp till fem år (N.F. Gray 1995).

Hindret som finns för att slamförmultning skall ske är metanbildningen. Det kan därför vara en lösning att tillsätta hydrolytisk jäst, enzymer och bakterier för att stimulera effekterna i de olika stegen. Forskning påstår att det skall gå att höja effektiviteten till 90 % minskning av slam. Perioden mellan tömningarna skulle kunna ökas till 15 – 20 år om allt utformades optimalt (H. Philip et al. 1993). Detta skulle bespara ägare och reningsverk[2].

I framtiden kan kanske en årlig inspektion av slamavskiljaren ersätta den årliga tömningen. Inspektionen kommer att bli nödvändig för att undersöka att processen sker tillfredsställande och att inte brunnen släpper ut mer suspenderat material än den är konstruerad att göra.

---

[1] Klimatet i Sverige gör att bakterieproduktionen, som är beroende av temperatur, är lägre än i länder som Frankrike där denna undersökning är gjord.

[2] Slambrunnsslam är ett stort problem för små och medelstora avloppsreningsverk. När slambilen kommer för att tömma får verket ta emot en stor mängd slam på kort tid vilket verket kanske inte är dimensionerat för. Brunnsslam är ofta förorenat med annat än slam som trasor, sand, grus och andra fasta föroreningar.

2.4.5 Slamavskiljarens säkerhet mot hushållets konsumtionsprodukter

Konsumtionsprodukter som kommer till slambrunnen kan störa den mikrobiologiska aktiviteten i slammet. Konsumentionsprodukter är oftast vatten lösliga eller blandbara. De kommer olyckligtvis till brunnen, när oanvända produkter hälls i slasken eller med tvättvattnet från tvättmaskinen etc. De flesta kemikalierna lämnar brunnen med avloppsvattnet till filterbädden på en dag. Vissa kemikalier fastnar dock på partiklarna som sedimenterar i slambrunnen. Detta sker med de flesta metaller.

En produkt som skulle kunna skada den mikrobiologiska faunan i brunnen är blekmedel i tvättmedel. Två undersökningar visar dock att normal konsumtion av blekmedel inte skadar slambakterierna (Vainshav D D., McCabe J W., 1996; Braida W., Ong S K., Smith W., McCabe J W. 1998).

2.5 Metaller i slam

Metallmängder i hushållsavlopp är små, i fekalierna mycket små och i urin ännu mindre. Det kan antas att 70 % av de inkommande metallmängderna stannar och 30 % följer med ut, eftersom resthalten suspenderat material i utgående vatten är 30 % (Karlsson D., Svensson G., 1997).

Tabell 5 Schablonvärden av metallmängder i BDT vatten, urin och fekalier (< betyder att värdet ligger under detektions gränsen) (Statens naturvårdsverk 1995)

Metall	BDT vatten[1] (mg/p/d)	Urin (mg/p/d)	Fekalier (mg/p/d)
Cd	<0,6	<0,001	0,01
Cu	<6	0,1	1,1
Hg	<0,06	0,003	0,063
Pb	<3	<0,002	0,02
Cr	<5	0,01	0,02
Zn	<50	0,045	10,8

[1] Metallhalten i BDT-vatten avser tillförseln exklusive metallhalten i dricksvatten; den är dock beroende av dricksvattenkvaliten, vattenledningarnas materialsammansättning, utlakning från disk- och tvättgods och liknande. (Statens naturvårdsverk 1995)

Sedan 1980-talet har slammets genomsnittliga halter av tungmetaller i allmänhet sjunkit påtagligt. Kopparhalten är dock i stort sett oförändrad.

2.5.1 Tungmetaller i födan

För samtliga tungmetaller är födan en källa för de metaller vi får i oss. Undantagsvis kan dock andra exponeringsvägar vara väl så viktiga. Det gäller t.ex. bly i stadsluft och i många fall metaller i arbetsmiljön. Bly i målarfärg har varit och är fortfarande på sina håll ett omfattande hälso- och miljöproblem, särskilt i USA.

För de flesta tungmetaller gäller att mindre än 10 % av metallerna i födan absorberas vid passagen genom magtarmsystemet. För koppar gäller dock att cirka 50 % av den koppar som härrör från födan absorberas, resten utsöndras via urin och fekalier (Statens naturvårdsverk 1995).

De tre särskilt uppmärksammade miljögifterna bland tungmetallerna, bly, kvicksilver och kadmium, skiljer sig åt vad det gäller intag, exponeringsvägar och giftighet.

2.5.1.1 Bly

De vegetabiliska livsmedlen kan innehålla stora mängder bly om de har utsatts för direkt förorening från luften. Detta kan gälla närområden kring smältverk och andra industrier. Detta betyder att såväl vad vi äter, som platsen där våra livsmedel har odlats kan ha stor betydelse för hur mycket vi får i oss av speciella tungmetaller. Konserver kan vara en viktig källa för blyintaget. Intaget av bly beräknas i Sverige i allmänhet vara under 25 mikrogram/dag (Pettersson O. 1994).

Metallen ackumuleras i benvävnad. Giftverkan berör framför allt nervsystemet, men också blodbrist kan uppträda som en effekt av kronisk blyförgiftning.

2.5.1.2 Kvicksilver

Fisk är en källa för vårt kvicksilverintag via födan. Kvicksilver kommer även från den stora användningen inom tandtekniken. Mängden kvicksilver i urin och fekalier är starkt beroende av hur och i vilken utsträckning tänder lagats (Statens naturvårdsverk 1995). När det gäller kvicksilver, har det stor betydelse i vilken form metallen föreligger. Metylkvicksilver är den giftigaste formen och effekterna består av skador på centrala nervsystemet.

2.5.1.3 Kadmium

För kadmium är det grönsaker och rotfrukter, spannmål och inälvsmat som mest bidrar till vårt intag av metallen. Med födan får vi i oss ca 10 mikrogram kadmium dagligen i medeltal (Pettersson O. 1994), men stora variationer föreligger liksom för andra metaller.

Omsättningen och effekterna i kroppen av kadmium är tämligen väl utredda. Det kritiska organet i kroppen är njuren där man också hittar de högsta halterna av kadmium. Man räknar med att njurskador kan uppträda om halterna kadmium kommer upp i ca 200 mikrogram/gram i njurbarken. Detta fordrar ett dagsintag på mellan 200 och 300 mikrogram. Det finns dock indikationer på att gränsen för effekter på njurarna kan vara lägre (Pettersson O. 1994).

Utöver livsmedlen är rökning en viktig källa för kadmium. Detta beror framför allt på att det kadmium som man får i sig med

cigarettrökning absorberas av kroppen i mycket hög grad. Omkring 50 % av metallen stannar kvar i kroppen. För kadmium i födan är motsvarande siffra endast några få procent. På grund av detta har rökare ungefär dubbelt så höga halter av kadmium i sina organ som icke-rökare.

Tabell 6 Intag av tungmetaller från olika livsmedel i en normaldiet, mikrogram per dag, resultat från finska undersökningar från slutet av sjuttiotalet. Senare års inventeringar tyder på att blyintaget idag är omkring hälften så stort eller mindre. (Koivistoinen, 1980)

Livsmedel	Konsumtion, g/dag, torrvikt	Hg	Pb	Cr	Cd	Ni	Cu
Spannmål	165	0,4	5	3,7	4,7	61	740
Vegetabilier	80	0,3	22	6,8	3,8	44	370
Mejeriprodukter	120	0,5	12	6,2	1,6	4	170
Kött	70	0,4	4,7	5,2	1,2	1	310
Fisk	15	3,6	2,5	0,6	0,4	1	30
Övrigt	150	0,5	20	6,6	1,0	21	100
Totalt	600	5,7	66	29	13	130	1700

2.5.2 Tungmetaller i BDT-vatten

Metallerna från BDT-vattnet beror av vattenledningarnas materialsammansättning, utlakning från disk- och tvättgods m.m. (Statens naturvårdsverk 1995.) De metaller som tillförs där kan vara koppar, nickel, zink, tenn m.fl.

En amerikansk undersökning (Jenkins D. 1998) visar att tvättmedel innehåller alla tungmetaller i små mängder, men att innehållet har sjunkit sedan en tidigare undersökning 1989-1990 förutom för koppar, bly och silver som har ökat. Tvättmedelsförbrukning har även sjunkit med 30 % under perioden 1989 – 1994. Däremot om man tittar på hushålls rengöringsmedlens bidrag av tungmetaller till avloppsvattnet totalt, har deras andel ökat, då övriga bidrag minskat mer.

En stor andel av hushållens farliga avfall är vätskor och dessa spolas ner i avloppssystemet av misstag eller av okunskap av följderna. Överlag har bidraget ökat, förutom för koppar och zink.

Tabell 7 Vanliga farliga hushållsartiklar som spolas ned i avloppet.

Farlig vätska	Förorening	Förekomst
Använd olja	Zn, Cr etc. gammal olja innehåller Pb	Mycket vanlig, idag återvinns dock mer och mer.
Anti frysmedel	Kan innehålla Zn eller Cr	Vanlig, men nyare vätskor innehåller ej tungmetaller
Färg	Gamla färger Pb, Cd, Zn, Hg. Nyare anses inte vara lika farliga	Ej så vanligt med gammal färg. Men väldigt vanligt med nya färger. Vattenbaserad färg medför penselrengöring i vasken.
Syra	Korrosivt, Tung metaller.	Ej så vanlig
Kaustik soda	Korrosiv, väldigt reaktivt.	Propplösare (Ej så vanlig längre)
Foto kemikalier	Silver	Ej så vanligt
Färg rengöring, Rengöringsmedel Lösningsmedel	Inga metaller men klorföreningar, alkoholer mm.	Vanligt
Växtgifter	Väldigt giftiga, innehåller oftast ej metaller	Ej så vanligt längre
Mediciner	Giftigt, men ej så vanligt med metaller	Ej så vanligt

Hushållsartiklar bidrar till stor del av tungmetall föroreningarna i avloppsslam. En studie jämförde städer med mycket industri inflöde respektive lite industriinflöde till reningsverken, den visar att det inte är någon skillnad mellan avloppsvattnen trots industribidraget (Boyle C. Baetz B. 1993).

Idag är hushållen dock mycket mer miljömedvetna och kommunerna har gjort det lättare att återvinna och lämna tillbaka använda miljögifter. Detta gör att slammet troligen blir bättre i framtiden.

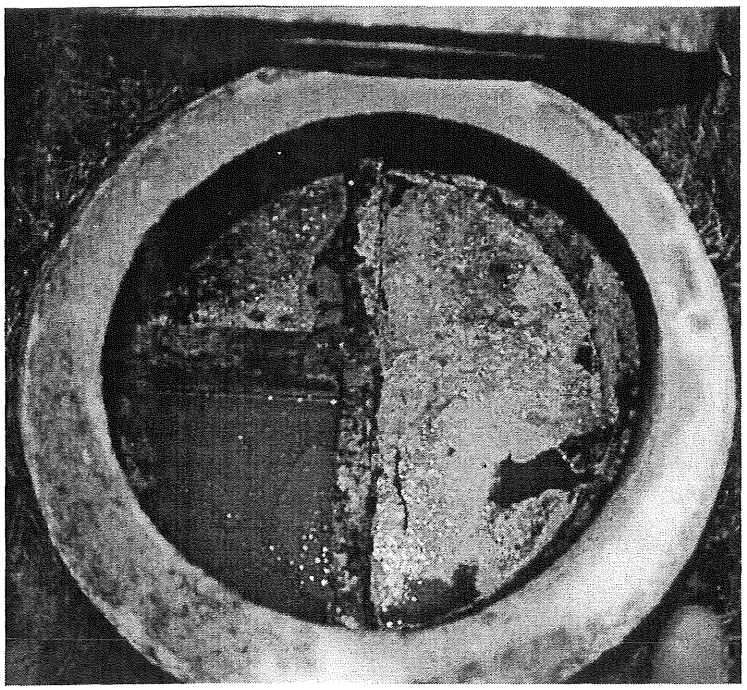
3. Fältstudie

3.1 Provningsmetoder och material

Provtagningen skedde 15-19/10 – 1999 och 16/11 - 1999. Vid första tillfället[3] var det uppehållsväder och temperaturen låg mellan 0°C och 10°C. Vid det andra tillfället[4] var det liknande förhållanden.

3.1.1 Provbrunnar

Slamprover har tagits ur 24 slambrunnar. Fjorton prov har tagits ur brunnar med svartvatten belastning. Av dessa har sex haft en slamålder på 1 år eller mer, fem har haft en slamålder på ca 6 månader och tre har varit tömda för 1,5 månad sedan. Alla brunnarna har varit trekammarbrunnar, de flesta brunnarna är av 3 m^3 volym och av den gamla betong typen. Två brunnar har varit av modernare typ i plastmaterial och de är ej lika djupa. Vattendjupet i betongbrunnarna är ungefär 2,5 – 3 m, i modernare brunnar är vattendjupet ca 1 m.



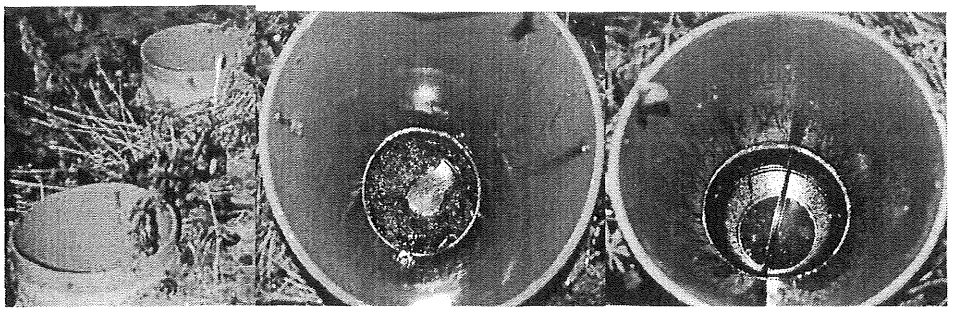
Figur 10 Klassisk betongtrekammarbrunn.

Provbrunn 20 har undersökts vid båda provtillfällena, den första gången med samma analyser som de övriga. Andra gången var tanken att göra metallanlysen av slammet med avseende på mg metall per kg Ts, detta var dock ej möjligt, så den gjordes som för övriga som vattenprov (mg/l). Metallanalys gjordes på

[3] Provbrunnarna 1 – 20.

[4] Provbrunnarna 20–24

utgående vatten (mg/l). Prov på suspenderat material har tagits både på botten och mittemellan flytslam och botten. Anledningen till att extra analyser gjordes på brunn 20, är att denna är en modern låg brunn och hade bra slamavskiljande värden (lågt utgående susp. värde) och att slamåldern är över 1 år. Brunnen hade medelvärden av metallhalter och var en av 3 brunnar i första provtillfället med påvisbart kvicksilverinnehåll.



Figur 11 Provbrunn nr 20, modern trekammarbrunn av plast.

Tabell 8 Slamålder och antal provade brunnar.

Slamålder	BDT	BDT & WC
12 mån	3	6
6 mån	1	5
1,5 mån	2	3
Totalt	6	14

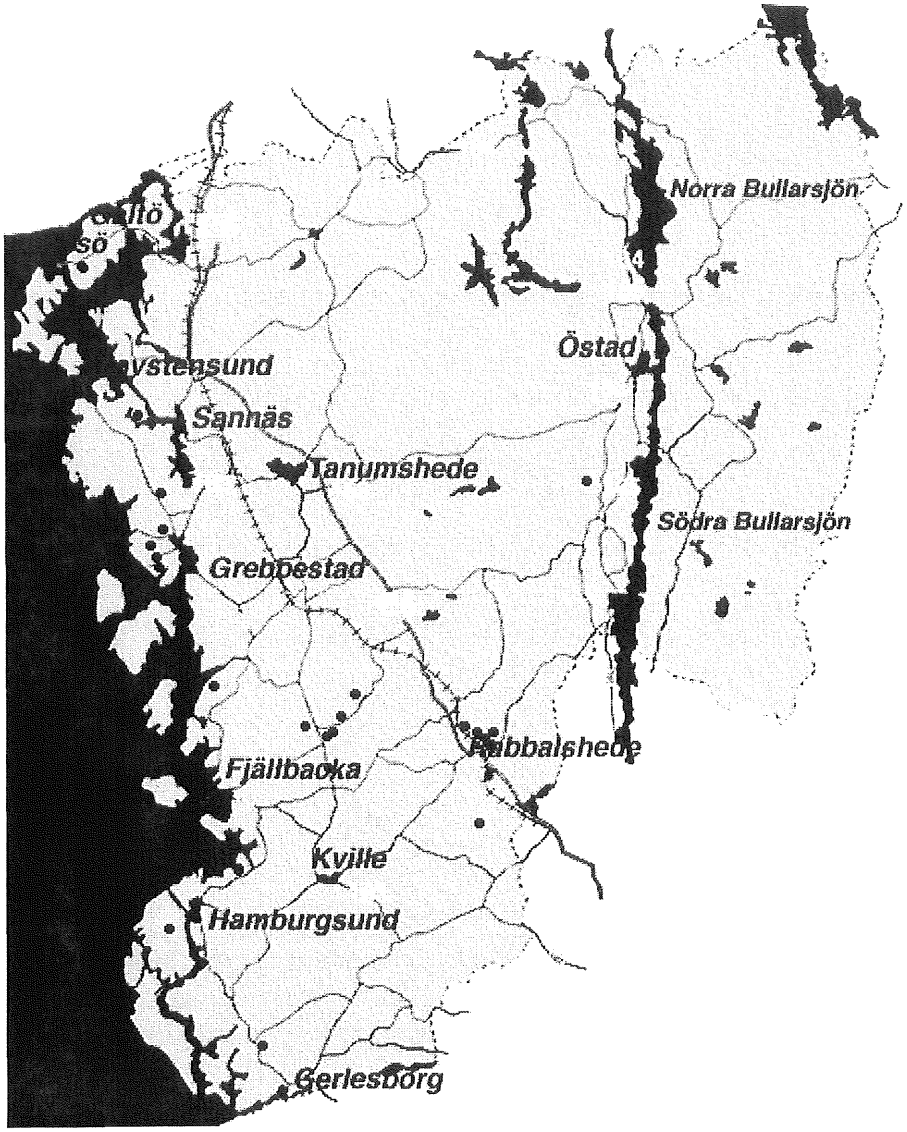
Sex prov har tagits från BDT–brunnar. Ett från hushåll med urinseparering och ett med multrum och fyra med sluten tank. En brunn[5] har provats med belastning från endast fekalier och BDT-vatten. En brunn[6] har endast belastning från WC-vatten. Prov har tagits från Tingvall Eko[7], vars BDT-vatten rinner ut i dammar och prov har tagits i första och tredje dammen.

Brunnarna har varit spridda över hela Tanums kommun från Resö i norr till Svenneby i söder. De brunnar med samma tömningstid ligger dock inom samma område.

[5] Brunn nr 13

[6] Brunn nr 23

[7] Hushållnings sällskapets försöks anläggning.

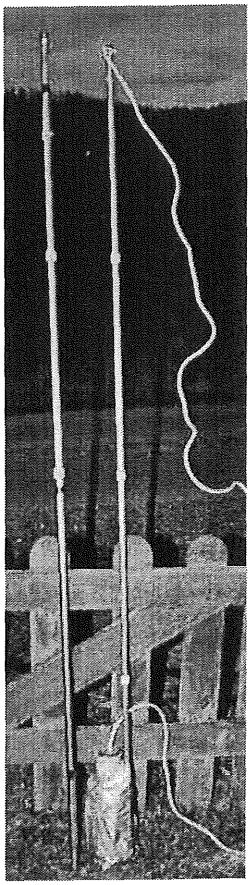


Figur 12 Tanums kommun, svarta prickar är provpunkter.

3.1.2 Metoder och material

Telefonintervjuer med alla ägare av brunnarna har gjorts och frågorna finns i bilaga A. Alla hushåll är åretruntboende med storleken 1 – 6 personer per hushåll.

Provutrustningen har varit en 2 liters plastflaska med kork fäst på en 4 m lång metallstång. Flaskans öppning sitter 28 cm från stångens ände. Korköppningen på flaskan är 5,5 cm.



Figur 13 Slamprovtagaren

Provgenomförandet har gått till så att, stången och flaskan med kork på har tryckts ner genom flytslammet och vidare till botten på brunnen. När stången nått botten har korken dragits bort via fastsatt snöre.

Prov har tagits i första kammaren för analys av metaller (mg/l), suspenderat material (mg/l) och glödförlust(mg/l). Ett prov har tagits i sista kammaren för analys av utgående mängd suspenderat material.

I extra provet av brunn nr 20 har metallhalten mätts i utgående vatten (mg/l). Prov av suspenderat material har tagits på botten och i mittemellan flytslam och botten. Dessa extra analyser har gjorts för att bestämma hur mycket av metallerna som finns på slampartiklarna och hur mycket som finns löst i vattnet. Suspenderat material provet har tagits för att se om det finns bottenslam eller om det är samma koncentration av suspenderat material i hela första kammaren. Från början var det tänkt att analysera metallprovet från slammet med avseende på kg torrsubstans. Detta var dock inte möjligt då det inte fanns tillräckligt med torrsubstans för att göra metallanalysen.

Proven har uppsamlats i av labbet specialdiskade flaskor, provflaskorna har sedan lagrats kallt, under 8°C. Proven har skickats för analys på ackrediterat laboratorium, AnalyCen i Göteborg. De analyserade variablerna som AnalyCen gjort är:

halten lösta tungmetaller, zink, koppar, bly och kadmium, suspenderad substans samt glödningsrest.

3.1.2 Problem och felkällor

Proven som gjorts är engångsprov. Problem med engångsprover är att fel som beror av olika belastningsfall ej märks då skillnader under året beror på olik vattenkonsumtion. På sommaren sparar de flesta hushållen på vatten. Det är heller ingen av fastighetsägarna som har haft vattenmätare installerad, detta medför att beräkningar som är gjorda blir väldigt överslagsmässiga då vattenkonsumtionen uppskattats med Naturvårdsverkets schablonvärden.

Problem som uppstått under fältarbetet är att flytslammet i vissa brunnar varit hårt vilket försvårat att ta provet så ostört som möjligt. Vid uppdragandet av flaskan genom flytslammet, kan stora partiklar åka ner i flaskan, som fekalier, papper och dylikt. Det är ej heller möjligt att se om provet tas i slammet, det har ej varit möjligt att känna om flaskan förts ner i en slamkaka eller om den är i vattendelen.

Andra gången det togs ett prov i brunn 20 gjordes detta 2 gånger, första gången föll det i en del material från flytslammet. Detta prov fick då nästan 4 gånger så höga halter av suspenderat material. Det var inte möjligt att hindra att partiklar från flytslammet föll i vissa prov och detta visar en orsak av att vissa värden sticker iväg.

Det har varit svårt att hitta åretruntboende med slamavskiljare för enbart BDT-vatten som haft de rätta tömningstiderna. Enbart BDT-brunn är vanligare för sommarboende, dessa undviks dock i denna studie då slammet får andra egenskaper beroende på tömningstid och att det inte tillkommer något avloppsvatten stor del av året.

Problem har uppstått att hitta åretruntboende med urinseparerande avlopps system. Tanums kommun har haft krav att alla nybyggda hus efter 1997 skall installera urinseparering. Det har dock inte byggts så många åretrunthus under denna tid. Det finns även flera registrerade hushåll med urinseparering där systemet ännu ej är inkopplat.

3.2 Okulära iakttagelser

I de flesta brunnarna av svartvattentyp, var flytslammet uppe vid inkommande rör. Flera fastighetsägare klagade över flytslammet, som gjorde att de fick tömma oftare än 1 år. Flytslammet var ungefär 20 cm tjockt och så fast att det exempelvis lätt bar upp grodor som kommit ner i brunnen.

Flytslam förekom vid något tillfälle i tredje kammaren vilket kan leda till slamflykt som kan ge snabb förstörelse av efterkommande reningssteg. Flytslam i tredje kammaren är ett tecken på att brunnen är överbelastad, felkonstruerad eller trasig.

När ett fast flytslam bildats[8] fastnar icke upplösta partiklar från inkommande avloppsrör på detta fasta flytlager som fungerar som en "båt". Fasta partiklar hindras härigenom från att sedimentera och genomgå en biologisk omvandling. Det flytslam som följde med provutrustningen upp och kunde iakttas och okulärt härledas, bestod av toalettpapper och fekalier.

[8] Flytslam hade bildats i 2 av de 3 provtagna brunnarna med en slamålder på 1 mån.

4. Beräkningar och databehandling

4.1 Suspenderat material

4.1.1 Slamavskiljarens effektivitet med avseende på suspenderat material

Slamavskiljarens huvudsakliga uppgift är att minska suspenderat material så att inte filterbäddarna slammar igen. Slamavskiljarens effektivitet försöks åskådliggöras genom formeln:

$$E = \frac{SS_{slam} - SS_{UT}}{SS_{Slam}}.$$

SS_{Slam} är ju ej det samma som SS_{IN} som hade varit det korrekta värdet. SS_{IN} är dock väldigt svårt att mäta i enskilda avlopp då detta varierar stort från vilken källa avloppsvattnet har i hushållet.

4.1.2 Slammets mineraliseringsgrad

Slammets mineraliseringsgrad har försökts åskådliggöras i denna undersökning genom att analysera glödningsrest i förhållande till suspenderat material i slammet. Suspenderat material har haft stor spridning från 3800 mg/l till 150 mg/l. Glödningsrest i förhållande till suspenderat material ligger dock runt 0,2 för slammet från svartvattenbrunnarna, vissa värden avviker dock.

4.2 Metallhalter

4.2.1 Jämförelse med slamgödslingens gränsvärde

De erhållna metallanalyserna på avloppsvattnet är i enheten mg/l och gränsvärden för om slam skall användas på åkermark är i enheten mg/kg torrsubstans. I dessa överslagsmässiga beräkningar antas det att den metall som upptäckts i varje prov finns i den suspenderade substansen i vattnet. För att få mängd metall per mängd slam, har metallhalt (mg/l) dividerats med suspenderat material (mg/l), detta multipliceras med $1*10^6$ och resultatet får enheten mg metall/kg slam, detta kan ungefär översättas till mg/kg torrsubstans.

Tabell 9 Gränsvärden för slam som ska användas på åkermark (Naturvårdsverket, internet)

	Gränsvärde 1994-97	Gränsvärde 1998-
	mg/kg torrsubstans	
Bly	200	100
Kadmium	4	2
Koppar	1200	600
Krom	100	100
Kvicksilver	5	2,5
Nickel	50	50
Zink	800	800

4.2.2 Total metallhalt

Den totala metallhalten har beräknats genom att metallhalten (mg/l) multipliceras med brunnsvolymen, som antas vara 1,5 m^3 för alla brunnar. Detta antas eftersom prov endast tagits ur brunnar vars totala våtvolym varit 3 m^3. Proven har tagits i den första kammaren, vars volym är hälften av brunnens volym. Denna beräkning är väldigt överslagsmässig då den antar att volymen är 1,5 m^3 för alla brunnar och att det är samma slamhalt i hela första kammaren. Ett alternativ hade varit att räkna med en slamfördelning från den uppmätta suspenderade mängden till värdet för utgående suspenderat material och räknat med likformig fördelning och ett medeldjup på 2,5 m. Detta alternativ är antagligen ännu mer felaktigt och ett mellanting hade antagligen varit det bästa. Det finns dock ej någon försöksanläggning gjord som studerat hur suspenderat material varierar med djupet. Ett prov togs i mitten på brunnen, detta har 6 gånger så låg halt av suspenderat material än i botten. Denna rapport har hittills antagit att det bildats ett tjockt slamlager på botten på brunnen, detta slamlager kändes aldrig när provinstrumentet fördes ner i brunnen. De överlag låga halterna av suspenderat material säger också att provet tagits i vattenfas och ej i ett fast slamlager på botten. Detta kan bero på att provinstrumentet stört slamlagret eller att inte slamlagret är 30 cm tjockt.

4.2.3 Metallhalten i utgående vatten

Metallhalten i det utgående vattnet mättes i brunn nr 20, dessa metallhalter kan ge en uppfattning om metallerna är bundna till partiklarna i slammet eller om dessa är lösta i vattnet. Metallers löslighet i vatten beror bl.a. av redoxnivåer, pH och syrehalt. Den anaeroba processen har betydelse för hur mycket metallerna binder till partiklar eller stannar i lösning.

Metallhalterna i det utgående vattnet är mellan 1/4 till 1/10 lägre än i slammet. Den totala metallhalt som filterbädden belastas

med under ett år, kan beräknas genom att utgående metallhalt multipliceras med vattenflödet för ett år, som är beräknad till 146m³ genom användandet av Naturvårdsverkets schablonvärde av vattenförbrukningen. Detta kan jämföras med de mängder metall som hushållet bör släppa ut genom att använda Naturvårdsverkets schablonvärden.

4.6 Teoretiskt exempel

Detta exempel visar hur mycket 1 liter vit färg kan öka slammets metallinnehåll. Alla beräkningar är väldigt överslagsmässiga.

1 l vit färg = 1 kg

Vit färg innehåller 20 % titandioxidpigment (Flügger AB). 70 % av metallföroreningen fastnar i slammet. I detta exempel har en suspenderad substans på 1000 mg/l använts.

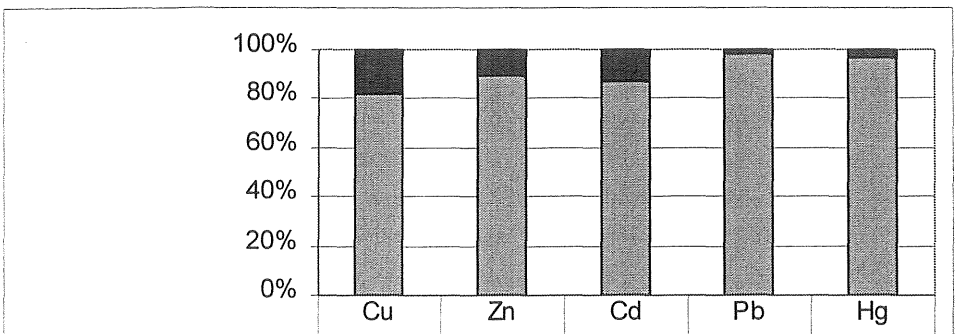
Tabell 10 Exempel på vad 1 l färg förorenar slammet.

	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg
Titandioxidpigment	<5 ppm	<40 ppm	<0,1 ppm	<10 ppm	<0,1 ppm
1 liter färgs metallinnehåll (mg/l)[1,2]	0,5	4	0,01	1	0,01
Mängd metallhalt per slamhalt (mg/kg) SS=1000 mg/l	350	2800	7	700	7
Gränsvärde (mg/kg)	600	800	2	100	2,5

[1]Halva detektionsvärdet har använts
[2]Värden från Flügger AB

Metallhalten i 1 liter färg kan jämföras med metallhalten i varje brunn. Detta skapar inga onödiga antagande, mer än att halva detektionsvärdet använts.

Tabell 11 En jämförelse med metallinnehållet i brunn 20 och vad 1 liter vit färg innehåller.



	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg
Brunn 20:s metallhalt (mg/l)	0.11	0.47	0.0015	0.014	0.0003
1 l vit färg:s metallhalt (mg/l)	0.5	4	0.01	1	0.01

5 Diskussion

5.1 Slamavskiljarens effektivitet

5.1.1 Flytslam

En av avloppssystemets idéer är att toalettpapper och fekalier skall vara upplösta i vattnet när det når brunnen. Det skall ske genom den kraft massan utsätts för av vattnet, som med en viss hastighet skall rinna genom rören till brunnen. Fallet från huset till brunnen skall vara minst 1:100, detta fall har dock blivit bestämt med avseende på att de fasta partiklarna ej skall fastna i röret under sin väg till brunnen. Detta ger avloppsvattnet en relativt låg hastighet som ej söndertrasar papper och fekalier innan de når slamavskiljaren. Om det då existerar ett fast flytslam fastnar de fasta partiklarna uppe på flytslammet.

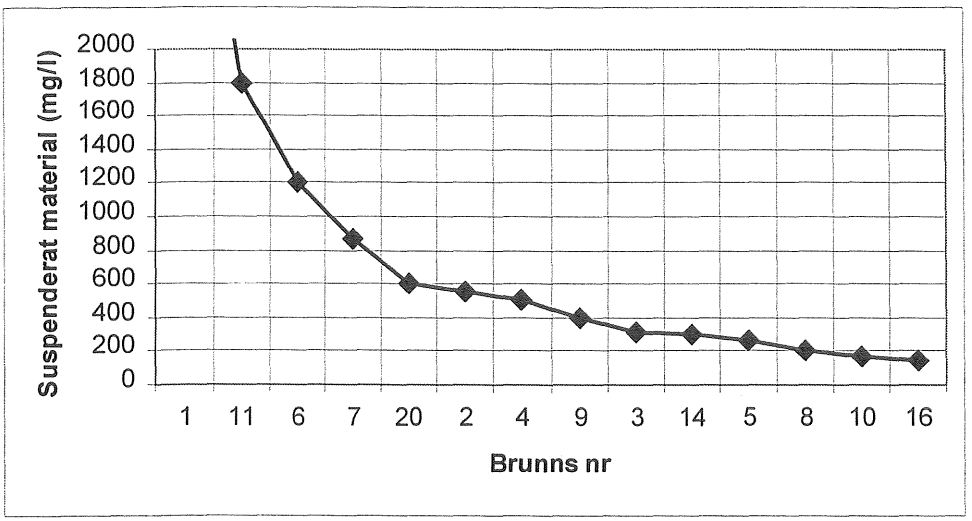
I vissa moderna låga brunnar kommer inte alltid avloppsvattnet in uppifrån utan i mitten på brunnen, detta ger ett bättre resultat genom att inkommande partiklar inte läggs uppe på flytkakan. De nya brunnarna har dock samma problem med att icke söndertrasat material når brunnen.

Förslag till fortsatta utredningar är att undersöka om kravet på avloppsvattnets hastighet bör ökas eller att ett steg som maler sönder inkommande partiklar. Detta borde ge ett tunnare flytlager, som ökar tiden innan flytslammet sätter igen inkommande rör. Flytslammet skall växa ifrån botten och inte uppifrån.

Det är idag flytslammet som är avgörande för tömningscykeln och inte mängd bottenslam och sedimentationstid, som är den avgörande i teorin om slamackumulering.

5.1.2 Suspenderat material

Halterna av suspenderat material var överlag lägre än väntat. Det var dock stor spridning av suspenderat material från 5800 mg/l till 130 mg/l. Anledningen till de låga halterna kan vara att den största andelen av partiklar i avloppsvattnet fastnar i flytslammet och flytslammet bör ha hög halt suspenderat material per liter. Det visade sig dock att höga värden antagligen är skapat av att partiklar från flytslammet fallit ner i provbehållaren under uppdragandet genom hålet i flytslammet. Detta konstaterades genom att två prov från brunn 20 analyserades, där det hade ramlat ner flytslam i det första försöket och inte i den andra. Suspenderat material i dessa prov var 2500 resp. 660 mg/l.

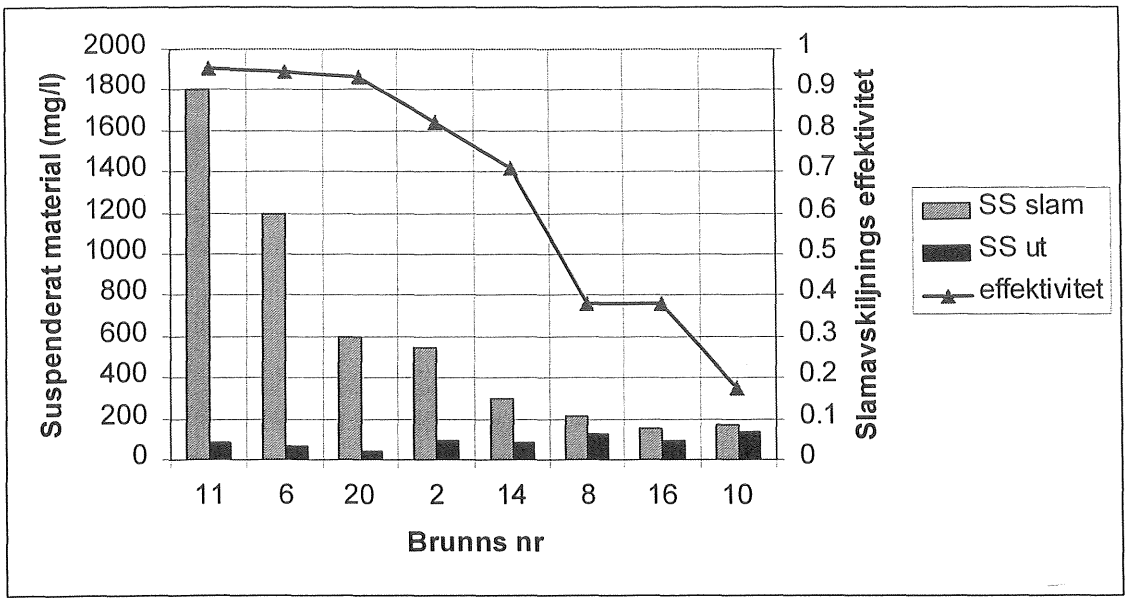


Figur 14 Spridning av suspenderat material.

Suspenderat material i utgående vatten från svartvatten-brunnarna hade ett medelvärde på 82 mg/l. Här kan ses klara skillnader mellan brunnens utseende och mätta värden. De brunnar som såg ut att vara av dåligt skick hade också höga värden av utgående partiklar. Flera brunnar hade ett sista steg där det inte var möjligt att mäta.

5.1.3 Slamavskiljningseffektivitet

De brunnar med extremt låga halter av suspenderat material i slammet, har alla låg effektiv slamavskiljning. Två brunnar med suspenderat material i slammet på 210 resp. 170 mg/l, har högre halter av utgående SS än vad övriga brunnar med flera gånger så höga halter av SS i slammet. Slutsatsen blir att de brunnar som har lägre halter än 250 mg/l av SS i slammet inte fungerar tillfredsställande. I dessa brunnar sedimenteras inte partiklarna i avloppsvattnet och felet borde undersökas och åtgärdas. Felet kan bero på att anläggningen inte är dimensionerad för hushållets höga vattenförbrukning. De flesta hushållen med enskilt avlopp, har egen brunn och har därför ingen vatten mätare. Det går då inte kontrollera om brunnen belastas med mer vatten än den är anpassad för. Ett vanligt problem är att anläggningen är dimensionerad för ett visst antal personer som bor i fastigheten, då avloppet installerats. Senare kanske fastigheten byggs till för ett större hushåll, men avloppet byggs inte ut i takt med den ökade belastningen. Det motsatta är också vanligt då barnen flyttar hemifrån och familjerna krymper, denna minskning i belastning bör dock enbart ha positiva effekter.



Figur 15 Höga resp. låga värden av SS i slammet i jämförelse med resp. SS-ut och slamavskiljarens effektivitet.

Den av naturvårdsverket uppsatta uppehållstiden för avloppsvattnet i brunnen på 6 h är låg. Om brunnen både skall reducera partiklar och förmultna dessa, bör uppehållstiden vara över 24 h (Willhelm S. R., Schiff L., 1994). En ökad uppehållstid medför endast positiva effekter.

5.1.4 Slammets mineraliseringsgrad

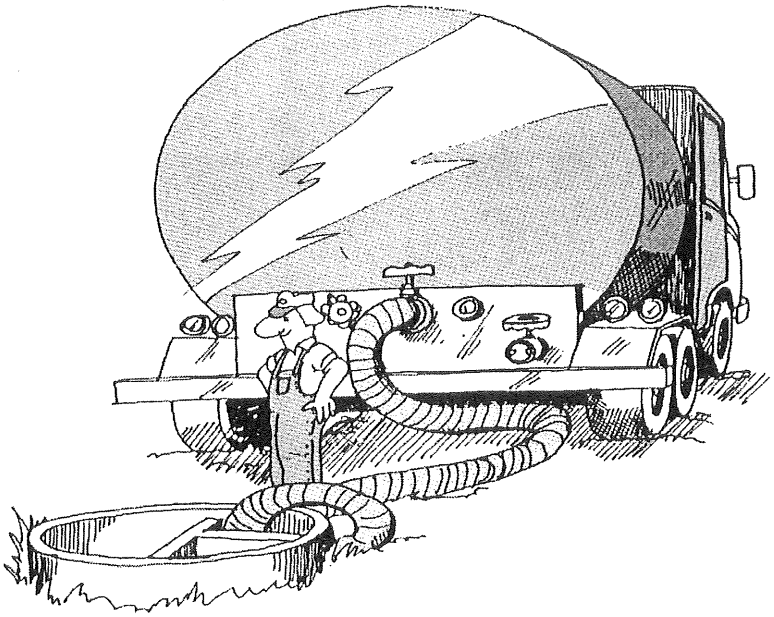
Någon omfattande mineralisering kan ej ses i de prover som tagits. Väldigt små skillnader i mineralisering gäller för brunnarna, detta trots att slamåldern skiljer sig från 1 mån till över 12 månader. Det kan sägas att det inte har startat någon omfattande mineralisering vid en slamålder på upp till ett år. Detta stärker ju (H. Philip et al. 1993) och (N.F. Gray 1995) teorier om att en effektiv anaerob process inte startar förrän efter 2,5 år.

Då utgående suspenderat material ej var högre för de brunnar som tömts nyligen än för de som snart skulle tömmas, bör tömningsintervallet kunna ökas med avseende på denna faktor. Enligt litteratur och myndigheter är det den faktor som gör att brunnarna bör tömmas en gång per år. Däremot återstår problemet med att flytslammet sätter igen inkommande rör, vilket leder till att brunnen måste tömmas. Lösningen till detta problem har diskuterats tidigare.

Om en ökning i mineralisering skall ske, måste slamåldern ökas. Denna ökning är antagligen meningslös, i mineraliseringssyfte, om den inte ökas till 4–5 år. En ökning med ett år sparar endast pengar för fastighetsägarna då dessa slipper betala tömningsavgift. Om ökningen till 5 år sker, besparas både

fastighetsägarna och reningsverk då detta får in mindre slam, som dessutom är mycket mer stabilt.

Fortsatt utredning är dock nödvändig för att se att mineralisering startar och att det är låga halter suspenderat material i utgående avloppsvatten, så att inte den nödvändiga efterkommande filterbädden slammar igen. Reningsverken bör också förberedas på att en annan sorts slam kommer med slambilarna.



Figur 16 Slamsugare

Användning av ett slam med hög mineraliseringsgrad som gödsel torde vara förkastligt då detta borde ha låga halter av näringsämnen och relativt höga halter metaller då dessa har ackumulerats under längre tid.

5.2 Skillnader i slammet från olika avloppsvatten.

BDT-vatten jämfört med det avloppsvattnet som även har inblandning av WC-vatten är intressant, då detta kan ge svar på om tillförseln av metaller i avloppsvattnet kommer via människan eller om den till största delen beror på vad vi häller i avloppet.

En första okulär iakttagelse av det som ses i avloppsbrunnarna, är att flytslammet inte är av samma typ. Flytslammet består mer av en spröd gråvit massa, som ser ut som klumpat tvättmedel. Flytslammet är inte lika tjockt och segt vilket antagligen beror på att det inte är något pappersavfall i slammet.

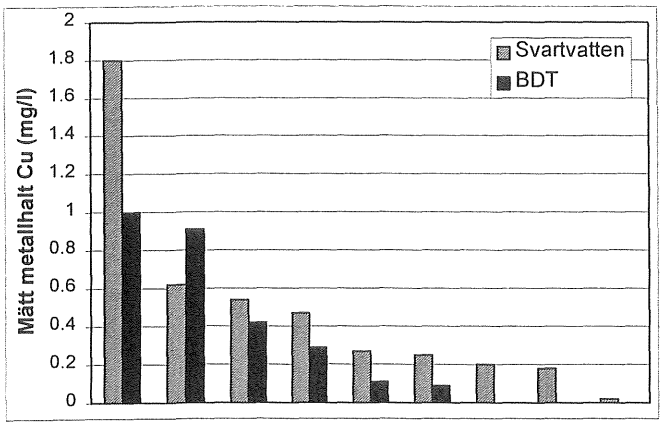
De kemiska analyserna visar att SS halten är något lägre. Halten av organiskt material i BDT-slammet varierar mer än för svartvatten. Mineraliseringsvärdet GF/SS varierar från 0,63 till 0,94.

Metallinnehållet i BDT-slammet skiljer sig inte märkvärt från svartvattenslammet. Det är omöjligt att med så få värden urskilja en trend som skiljer metallinnehållet i BDT-slam från det med WC-vatten inblandning.

Avloppsvattnet ifrån Tingvall eko, som rinner ut i tre efterföljande dammar har väldigt låga halter av metaller. Detta har antagligen sin förklaring i att de inte förekommer någon tvättning, utan bara disk och dusch. Gästerna på vandrarhemmet/kursgården uppmanas också att leva miljövänligt. Detta avloppsvatten kan inte jämföras med ett vanligt hushållsavloppsvatten, men det är ändå intressant att jämföra. Proverna är inte ett slam, SS halten är under 100 mg/l, de metaller som är påvisbara är koppar och zink. Metallhalten i vattnet sjunker dock 5,5 ggr resp. 3 ggr ifrån från första dammen till tredje dammen. Om detta jämförs med mg metall per kg slam, sjunker metallhalterna med 2,5 resp. 1,5. Detta visar att metallerna ackumuleras i bottensedimentet.

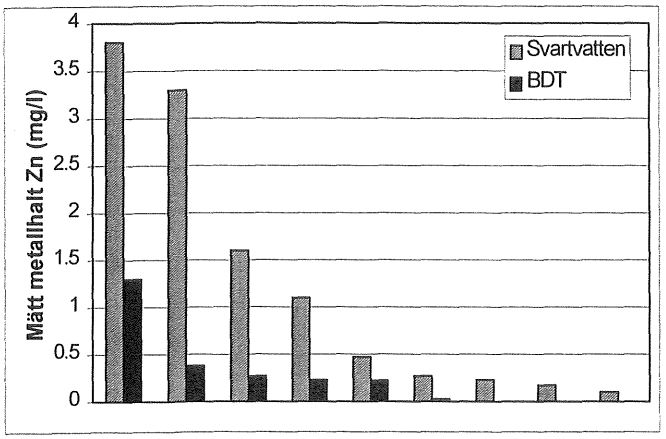
5.3 Slammets metallinnehåll

Det var stor spridning av metall koncentrationen i slammet i de olika brunnarna. Av de 24 provade brunnarna var det bara 3 som hade påvisbart kvicksilver i slammet. Halterna låg dock precis ovan detektions gränsen.



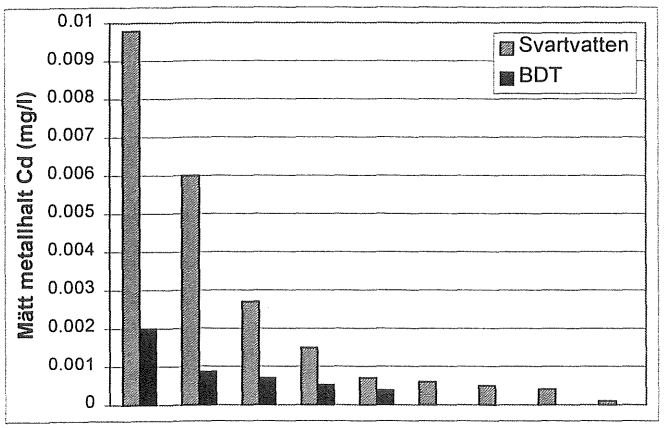
Svartvattenbrunnsnr från vänster:
1, 14, 16, 11,6, 2, 8, 4 och 5

BDT-brunnsnr från vänster:
12, 15, 22, 24, 21 och 17



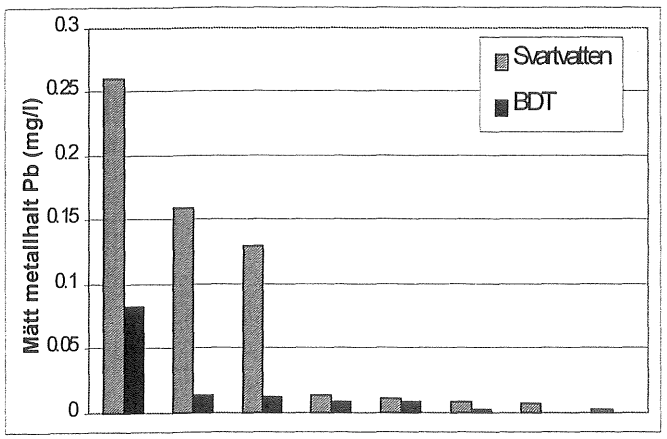
Svartvattenbrunnsnr från vänster:
1, 11, 2, 4, 20, 8, 7, 6 och 10

BDT-brunnsnr från vänster:
12, 15, 24, 21, 22 och 17



Svartvattenbrunnsnr från vänster:
1, 4, 2, 20, 9, 11, 8, 6 och 14

BDT-brunnsnr från vänster:
12, 21, 15, 22 och 24



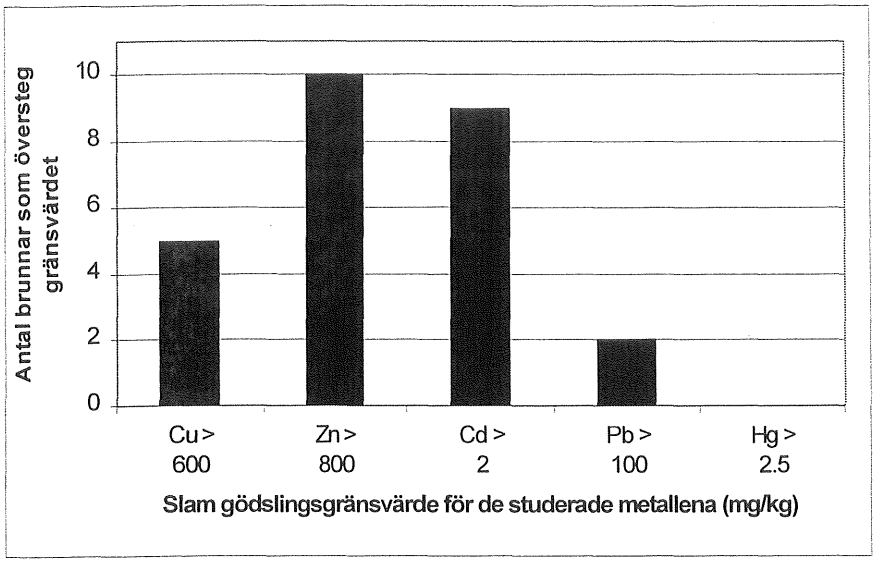
Svartvattenbrunnsnr från vänster:
2, 1, 11, 20, 9, 6, 4 och 5

BDT-brunnsnr från vänster:
12, 21, 15, 24, 22 och 17

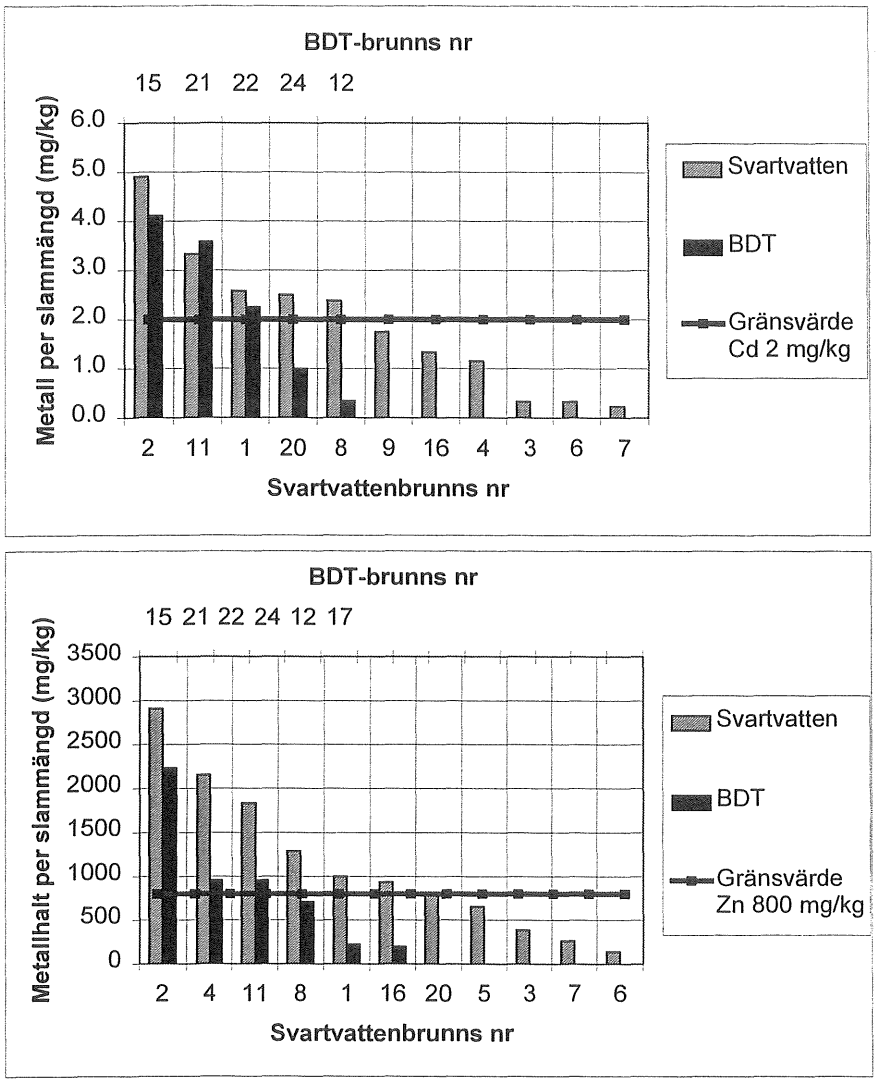
Figur 17 Spridningen av metallhalter i några brunnar från högsta till lägsta värde.

5.3.1 Slamgödslingsgränsvärden

Gränsvärdet för att använda slam som gödning på åkermark överskreds i 9 av 14 fall när svartvattenbrunnarnas slam analyserats och omräknats till mg/kg. Det är zink och kadmium som var de metaller som oftast går över gränsvärdet.



Figur 18 Antal prov som överstiger Naturvårdsverkets gränsvärde.



Figur 19 Metallhalter för svartvattenslam och BDT-slam jämfört med gränsvärden för resp. metall.

Det är vissa värden som verkligen skiljer sig ifrån mängden, här får man nog anta att det finns något föremål som ligger i brunnen eller i avloppsledningssystemet och förorenar.

5.3.2 Metallhalten i utgående vatten

Eftersom det endast togs ett prov i utgående vatten, är det ett mycket osäkert resultat som leder fram till följande diskussion.

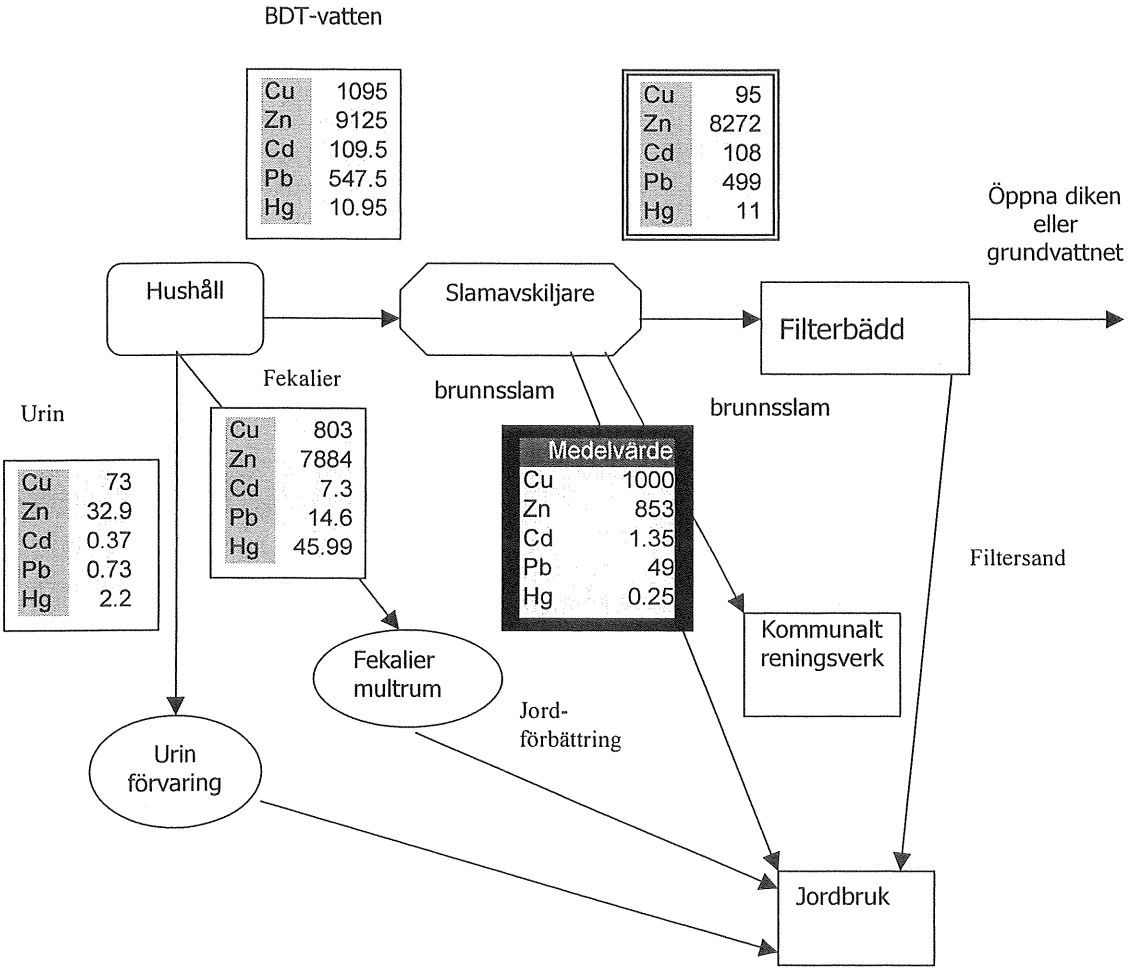
Halterna i det utgående vattnet var lägre än i slammet, men inte tillräckligt låga för att kunna konstatera att det mesta av metallutsläppet från hushållet fastnar i slamavskiljningsslammet. Det kan istället konstateras att det mesta av metallerna hamnar i filterbädden.

Trots att det mesta av metallutsläppet från hushållet inte fastnar i slammet, överskrids ändå gränsvärdet för att använda slammet som gödsel.

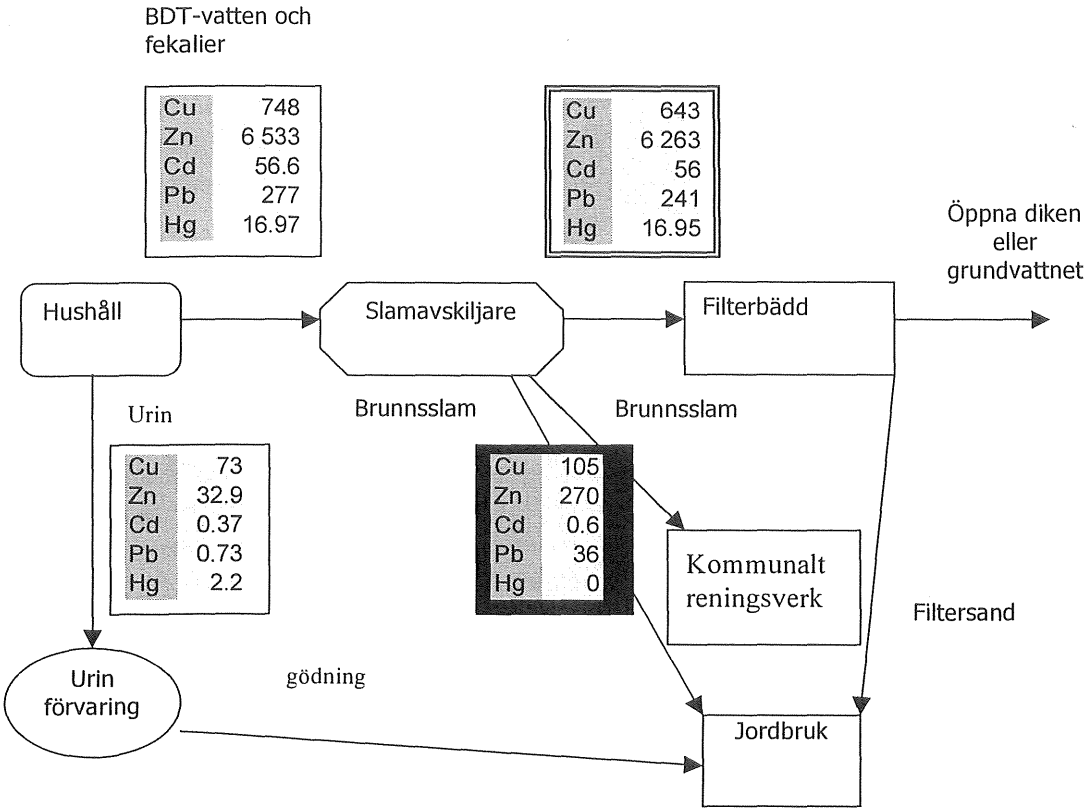
Denna studie har inte haft möjlighet att analysera om metallerna förekommer löst eller om de är knutna till partiklarna i avloppsvattnet. I förslag till fortsatta studier bör detta analyseras jämte redoxnivå, pH, syrehalt, metanproduktion och framförallt slammets fraktionering i slamkammaren. Då kan det göras mer tillförlitliga beräkningar av metallflödet.

5.3.3 Jämförelse av metallflöden för de olika avloppsalternativen

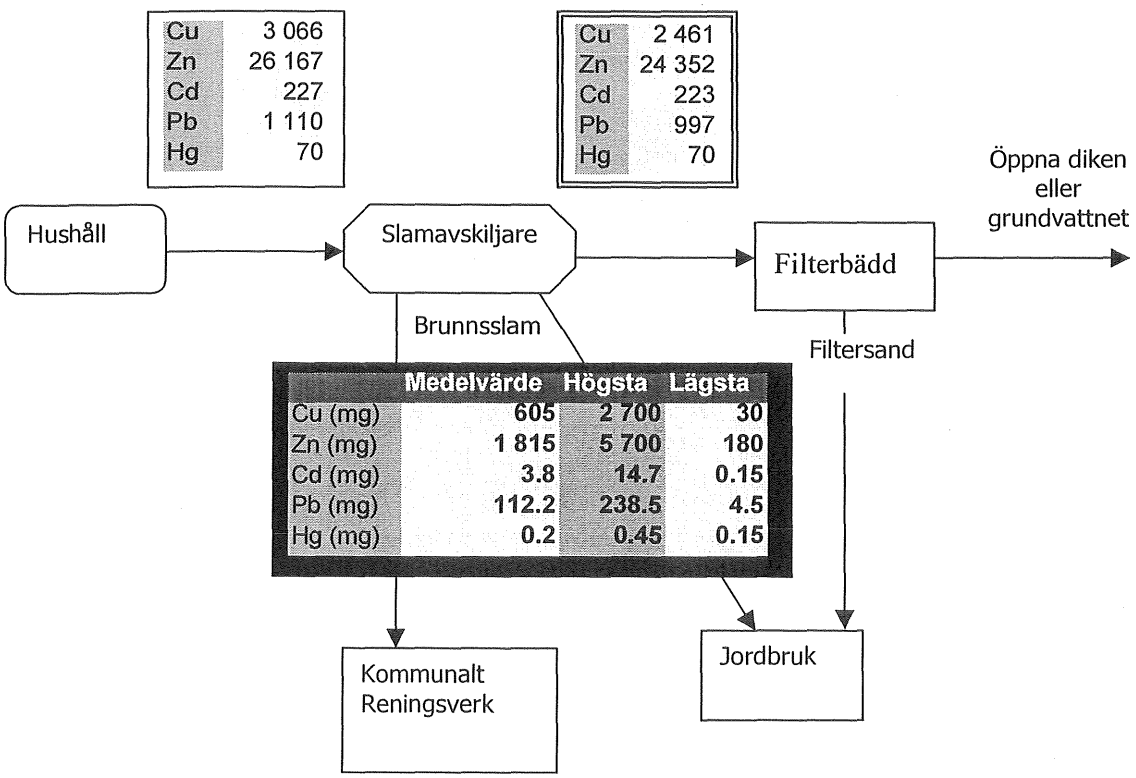
I ett försök att åskådliggöra metallflöden för de olika avloppsalternativen har Naturvårdsverkets schablonvärden använts för att beräkna hushållets metallutsläpp under ett år. Dessa schablonvärden används för ett enskilt hushåll och jämförs med uppmätta värden i slammet. Jämförelse av schablonvärden använda på ett enskilt hushåll och slammets metallinnehåll, är väldigt skattad och dessa värden bör inte användas i fortsatta studier. De kan dock ses som en fingervisning av hur stor belastning av metaller de olika delarna i systemet kan ha.



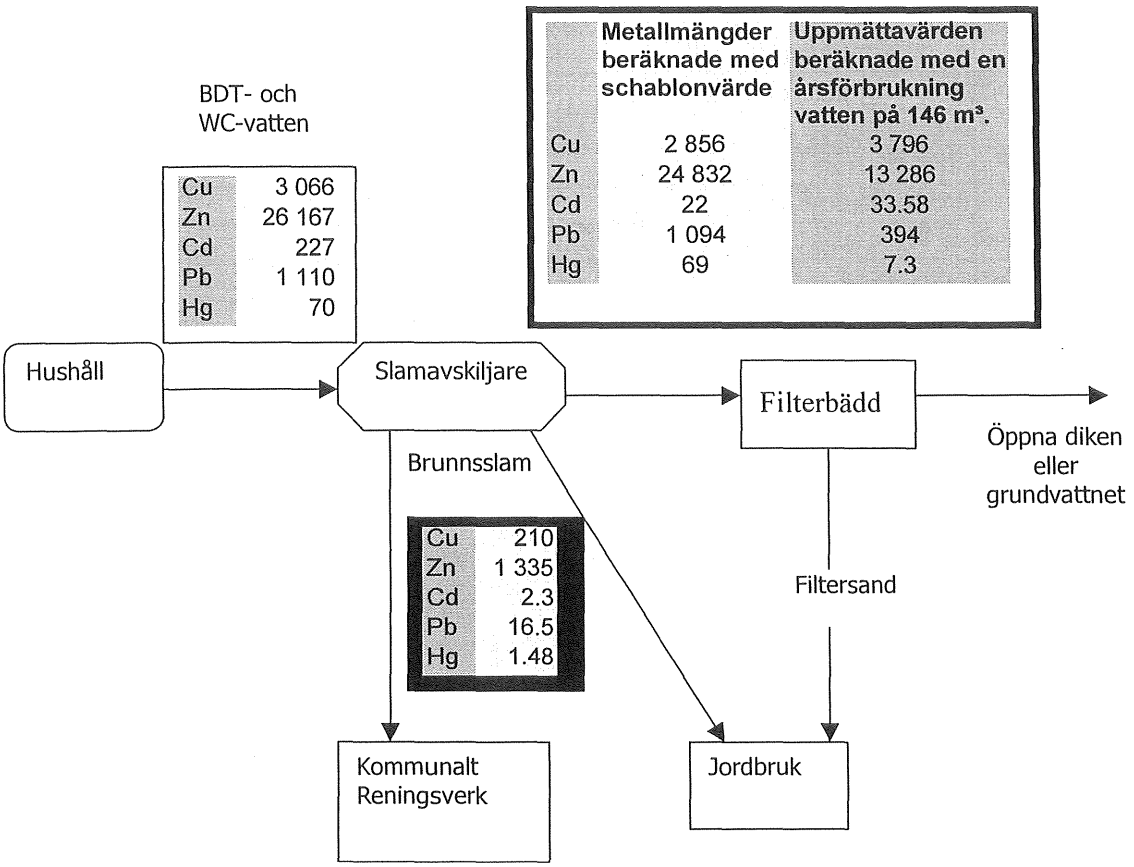
Figur 20 BDT-vattensystemet med urinsortering, värden i mg/år. Tabeller med enkelram är beräknade med Naturvårdsverkets schablonvärden, tjock ram är beräknade värden från brunn nr 17 och dubbelram är beräknat med hjälp av dessa.



Figur 21 BDT + Fekaliesystemet, värden i mg/år. Tabeller med enkelram är beräknade med Naturvårdsverkets schablonvärden, tjock ram är beräknade värden från brunn nr 13 och dubbelram är beräknat med hjälp av dessa.



Figur 22 Svartvattensystemet, värden i mg/år. Tabeller med enkelram är beräknade med Naturvårdsverkets schablonvärden, tjock ram är beräknade värden från svartvattenbrunnarna med slamåldern 1 år och dubbelram är beräknat med hjälp av medelvärdet.



Figur 23 Metallflöden för brunn nr 20, svartvattensystem, värden i mg/år. Tabeller med enkelram är beräknade med Naturvårdsverkets schablonvärden, tjock ram är beräknade värden från brunn 20 med slamåldern 1 år och för det utgående vattnet är den vänstra kolumnen beräknat med dessa. Den högra är uppmätt metallhalt i utgående vatten.

5.4 Slam som gödsel

Allt fler kommuner vill använda slam som gödsel på jordbruksmark. Då tas det ofta som självklart att det renaste slammet är det från privata trekammarbrunnar. Detta eftersom dessa bara belastas av hushållsavfall och att detta borde vara renare än det från reningsverken som även är industribelastade. Tidigare undersökningar (Svensson S-E., Mattsson J E., 1999) har dock visat att slammet från slamavskiljare är av dålig kvalitet näringsmässigt.

Det mest rättvisande sättet att ange metallhalter, är metallhalter relativt fosformängden i slam. När slamgivan ökas för att få ut behovet av fosfor, överstiger halten metall som får spridas per ha.

Tabell 12 Kadmiumhalt i fosforgödsel (Gunnar Lindgren)

Fosforgödsel	mg kadmium per kg fosfor
NPK från Hydro Agri AB	2
Källseparerad urin[1]	3
Alla NP och NPK från Hydro Agri AB	<5
Gräns för kadmiumskatt	5
Medelvärde för konstgödsel i Sverige	15
Slam som sprids medelvärde[2]	45
Allt slam medelvärde[3]	55
Gränsvärde för slamöverenskommelsen[4]	67
Oreglerade slam och konstgödsel som sprids	>67
Trekammarbrunnar[2]	90
Saluförbud för konstgödsel	>100

[1]Jönsson SLU
[2]Tideström SNV
[3]SCB 97
[4]Gränsvärdet 2 mg/kg ts motsvarar 67 mg/kg fosfor (3 % fosfor i ts)

I Svensson S-E., Mattsson J E., (1999) rapport blir slutsatsen att bästa lösningen är att kompostera slammet ihop med löv m.m. och att använda det som jordförbättringmedel, än att köra slammet till reningsverk för vidare behandling. Skall slam användas för gödsling är det att föredra reningsverkens slam, då detta innehåller mera näring per metallutsläpp per hektar.

6 Slutsatser

I tio av sjutton slambrunnar fungerar slamavskiljningen som den skall med en partikelavskiljning över 80 %. Det var ingen skillnad i avskiljnings effektivitet när dessa värden jämfördes med när brunnarna var tömda sist. Den slutsats som kan dras av detta är att tömningsintervallet borde kunna ökas, men för att inte skada efterkommande reningssteg borde en årlig besiktning införas. Vid denna besiktning borde ett prov på utgående suspenderat material mätas och när ett värde är större än 100 mg/l skall brunnen tömmas. Tömning bör även ske om huset har problem med stopp i avloppet på grund av att flytslammet täpper igen inkommande rör. Om det konstateras att brunnen har höga halter suspenderat material i utgående vatten men låga halter i slammet, hjälper antagligen inte enbart tömning av slammet för att minska den höga halten av utgående mängd suspenderat material. Då borde hushållets vattenförbrukning eller brunnens kondition kontrolleras.

Slamåldern i denna studie har varit ett år eller mindre, vid denna ålder kan det inte sägas att någon omfattande mineralisering startat. Det var liten skillnad i mineraliseringsgrad mellan brunnarna, tendensen var dock att en ökande mineralisering desto äldre slammet blir. Om tömningsintervallet ökas kommer antagligen mineraliseringen öka, detta skulle leda till en lägre slamtillväxt och ett stabilare slam för de som tar hand om slammet efter tömning.

Metallhalterna i slammen från de olika brunnarna varierar kraftigt, det är därför svårt att dra några slutsatser. Examensarbetets resultat blir att visa upp en stor mängd data, över metallhalter från slamvattnet i trekammarbrunnar.

När datan överslagsmässigt analyserades, hade över hälften av de kontrollerade brunnarna ett slam vars metallinnehåll överskred gränsvärdet för slamgödsling. De metaller som överskrider oftast är zink och kadmium. Detta har antagligen sin förklaring i att zink lakas ur hushållsinstallationer m.m. och att kadmium ofta finns med som förorening i zink. Ett enda prov togs på utgående vattnets metallhalt, detta säger dock att den största delen av metallerna ifrån hushållet bara passerar slamavskiljaren.

Även om avloppsvattnet enbart kommer ifrån enskilda hushåll finns det relativt höga halter av tungmetaller. Det kan inte sägas att ett slam från enskilda hushåll är renare än ett slam från reningsverk med industribelastning, då slammets egenskaper beror på vad den enskilda människan häller i sitt avlopp. Då samhällets medborgare får kontinuerlig utbildning om miljöfarligt avfall och att fortsatt forskning pågår, om vad som är eller kan vara miljöfarligt avfall. Detta bör leda till ett slam som innehåller mindre mängd föroreningar och att tungmetaller

och dylikt hamnar på miljöstationer eller liknande och inte i slasken.

Referenser

Boyle C. Baetz B., Household hazardous wastes: options for management, Canadian Journal of Civil Engineering v 20 n 4 Aug 1993 p 543-549, ISSN 0315-1468

Braida W., Ong S K., Smith W., McCabe J W., Fate of adsorable organic halides from bleached laundering in septic tank systems, Environmental Toxicology and Chemistry v 17 n 3 Mar 1998 p 398-403, ISSN 0730-7268

Brink N, Biologiska sandbäddar och slambrunnar för behandling av avloppsvatten vid små enheter, IVA meddelande nr 133, Stockholm, 1962,

Flügger AB, personligt brev

Handbok i vattenvård, Kemira Kemi AB, divisionen Vattenvård, 1989

Jenkins D., The effect of reformulation of household powder laundry detergents on their contribution to heavy metals levels in wastewater, Water Environment Research v 70 n 5 1998 s 980 – 984,

Karlsson D., Svensson G., Metallflöden för olika typer av avloppslösningar – Tillämpat på Horn i Västerås och Kronan i Luleå, VA-teknik Chalmers Rapport 1997:4,

Koivistoinen, P 1980. Mineral element composition of Finnish foods. Acta Agr. Scand. Supplement 22.

Lindgren Gunnar, personligt brev

Naturvårdsverket, Rening av hushållsspillvatten, Allmäna råd 91:2 Solna, 1991

Naturvårdsverket, Små avloppsanläggningar. Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll, Allmäna råd 87:6, Solna 1987

Naturvårdsverket, Vad innehåller avlopp från hushåll, rapport 4425, Solna, 1995

Naturvårdsverket, internet 1999-10-21.
http://www.environ.se/dokument/fororen/metaller/tungmet/slam.html

Pettersson O., Tungmetaller i odling och miljö, Aktuellt från lantbruksuniversitetet n 422 1994, ISSN 0347-9293

Philip H., Maúnoir S., Rambaud A. Philippi L. S., Septic tank sludges. Accumlation rate and biochemical characteristics, Water Science and Technology Design and Operation of Small Wastewater Treatment Plants Procceedings of the 2nd International Conference on Design and Operation of Small Wastewater Treatment Plants Jun 28-30 1993 v 28 n 10 1993 Trondheim p 57-64, ISSN 0273-1223

Sabil, N (1991) Activités enzymatique dans des boues résiduaires anaérobies. Thése, Univ. Montpellier l. France

Svensson S-E., Mattsson J E., Quality of sludge from private septic tanks, Managing the Wastewater Resource Juni 7-11 1999 Ås Norge,

Vainshav D D., McCabe J W., Development of an aerobic sludge respiration inhibition test and its use to assess septic tank safty of consumer products, Environmental Toxicology and Chemistry v15 n5 Maj 1996 SETAC Press Pensacola FL USA p 663-669, ISSN 0730-7268

Willhelm S. R., Schiff L., Biochemical evolution of domestic waste water in septic systems, Ground Water v 32 n 6 Nov 1994 p 905- , ISSN 0017-467x

Muntliga

Irénesson Karin, kanslist miljö Tanums kommun

Slamservice, Strömstad.

Tillander Mats, Gatuchef Tanums kommun

Bilaga A

Brev till brunnsägarna

Hej!
Jag heter Per Blad och läser Väg och Vatten- linjen på Chalmers, jag gör nu mitt examensarbete och behöver eran hjälp. Mitt ämne är slambrunnar i Tanums kommun.

Jag behöver ett antal slambrunnar där jag skall ta prov på slammet. Dessa prover skall ge mig svar på hur höga halter av metaller och näringsämne det finns i slammet. Jag behöver alltså öppna eran brunn och ta ett prov på slammet. Detta är inget ni behöver hjälpa till med. Jag behöver dock svar på vissa frågor om undersökningen skall bli meningsfull.
Mina frågor:

1) Hur många fastigheter är kopplade till slambrunnen?
2) Hur många personer är ni i hushållet?
3) Hur stor är eran vattenförbrukning (Har ni ingen vatten mätare uppskatta gärna eran förbrukning)?
4) Vilken typ av avlopps vatten går till eran slambrunn?
   a) Enbart BDT-vatten (**B**ad, **D**isk och **T**vätt)
   b) BDT-vatten och fekalier
   c) BDT-vatten, fekalier och urin
5) Vad har ni för någon typ av toalett (snålspolande, gammal vattenförbrukande, urinseparerande mm.)?
6) Använder ni miljömärkta hushållrengöringsmedel (tvättmedel, såpa etc.)?
7) Bedriver ni någon verksamhet i hemmet?
8) När tömdes eran brunn sist?
9) Övrigt som kan påverka eran slambrunn?
10) Vägbeskrivning till eran fastighet och eran brunn?

Jag kommer att behandla era svar strikt konfidentiellt, jag kommer alltså inte att lämna ut något material om enskilda brunnar till kommunen eller liknande myndighet. **Det är bara jag som kommer att veta vilket slam som kommer från vilken brunn.**

Jag kommer att kontakta er denna eller nästa vecka på telefon för svar på mina frågor.

Om ni har några frågor eller vill svara på frågorna kan ni kontakta mig:
Per Blad
Jore Udde Pl. 3406
45071 Fjällbacka
Epost: v95blad@vtek.chalmers.se
Tel.: 0525-33543 eller 0704695196

Med vänliga hälsningar
Per Blad

Bilaga B

Alla analyserade prover i nummer ordning.

	Brunn nr	SS	GF	SS ut	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg
	1	3800	3170	580	1.8	3.8	0.0098	0.159	<0.0002
	2	550	400	98	0.25	1.6	0.0027	0.26	<0.0002
	3	310	249	30	0.06	0.12	0.0001	0.003	<0.0002
	4	510	438	60	0.18	1.1	0.0006	0.007	<0.0002
	5	260	169		0.02	0.17	0.0003	0.006	<0.0002
	6	1200	1000	67	0.27	0.17	0.0004	0.009	<0.0002
	7	870	799	100	0.07	0.23	0.0002	0.004	<0.0002
	8	210	169	130	0.2	0.27	0.0005	0.009	<0.0002
	9	400	330	64	0.05	0.11	0.0007	0.011	<0.0002
	10	170	132	140	0.04	0.1	0.0004	0.004	<0.0002
	11	1800	1470	83	0.47	3.3	0.006	0.13	<0.0002
	12	5800	3800		1	1.3	0.002	0.083	0.0003
	13	230	181	83	0.07	0.18	0.0004	0.024	<0.0002
	14	300	253	87	0.62	0.33	0.0001	0.004	0.0007
	15	170	127		0.91	0.38	0.0007	0.012	<0.0002
	16	150	115	93	0.54	0.14	0.0002	0.005	<0.0002
	17	130	122	110	0.09	0.026	<.0001	0.003	<0.0002
	18	58	40		0.011	0.019	<.0001	<.001	<0.0002
	19	27	9		0.002	0.006	<.0001	<.001	<0.0002
	20	600	490	42	0.11	0.47	0.0015	0.014	0.0003
andra botten	20	660	550		0.14	0.89	0.0015	0.011	0.00099
andra botten	20	2500	2300						
andra mitt	20	110							
andra ut	20			35	0.026	0.091	0.00023	0.0027	<0.0001
	21	240	150		0.11	0.23	0.00086	0.013	<0.0001
	22	230	200	250	0.42	0.22	0.00052	0.0082	<0.0001
wc	23	150	110		0.11	0.36	0.00031	0.0066	<0.0001
botten	24	380	320	<5	0.29	0.27	0.00038	0.0085	<0.0001
mitt	24	260	230		0.19	0.23	0.0002	0.0051	<0.0001

Metallhalterna omräknade till slamgödslingsgränsvärden

Tre kammarbrunnar av blandat slam		Metall mängder metallhalt per slamhalt (mg/kg)					
Slam ålder	Brunn nr	Cu/SS	Zn/SS	Cd/SS	Pb/SS	Hg/SS	
12	1	474	1000	2.6	42		
12	2	455	2909	4.9	473		
12	3	194	387	0.3	10		
12	4	353	2157	1.2	14		
12	5	77	654	1.2	23		
12	20	183	783	2.5	23	0.5	
12	20	212	1348	2.3	17	1.5	
6	6	225	142	0.3	8		
6	7	80	264	0.2	5		
6	8	952	1286	2.4	43		
6	9	125	275	1.8	28		
6	10	235	588	2.4	24		
1	11	261	1833	3.3	72		
1	14	2067	1100	0.3	13	2.3	
1	16	3600	933	1.3	33		
BDT+fekalier							
3	13	304	783	1.7	104		
BDT- brunnar							
Slam ålder	Brunn nr						
12	12	172	224	0.3	14	0.051724	
1,5	15	5353	2235	4.1	71		
6	17	692	200		23		
	18	190	328				
	19	74	222				
12	21	458	958	3.6	54		
12	22	1826	957	2.3	36		
1.5	24	763.1579	710.5263	1	22.36842		
Gränsvärde (mg/kg)							
Cu	Zn	Cd	Pb	Hg			
600	800	2	100	2.5			

Slamavskiljningseffektivitet och vattenförbrukning för varje brunn.

Tre kammarbrunnar av blandat slamminnehåll								
Slam ålder	Brunn nr	Personer	Vattenförbr	SS (mg/l)	GF (mg/l)	GF/SS	SS ut (mg/l)	Effktivit ss in ss ut
12	1	2	146000	3800	3200	0.84	580	0.85
12	2	2	146000	550	400	0.73	98	0.82
12	3	2	146000	310	250	0.81	30	0.90
12	4	2	146000	510	430	0.84	60	0.88
12	5	2	146000	260	170	0.65		
12	20	2	146000	600	490	0.82	42	0.93
	20	2	146000	660	550	0.83	35	0.95
	20	2	146000	2500	2300	0.92		
								0.89
6	6	5	365000	1200	1000	0.83	67	0.94
6	7	4	292000	870	800	0.92	100	0.89
6	8	5	365000	210	170	0.81	130	0.38
6	9	4	292000	400	330	0.83	64	0.84
6	10	4	292000	170	130	0.76	140	0.18
								0.65
1	11	5	365000	1800	1500	0.83	83	0.95
1	14	2	146000	230	250	1.09	87	0.62
1	16	1	73000	150	110	0.73	93	0.38
								0.53
BDT + fekalier, ej urin								
3	13	2	146000	230	180	0.78	83	0.64
BDT- brunnar								
Slam ålder	Brunn nr			SS (mg/l)	GF (mg/l)	GF/SS	SS ut (mg/l)	
12	12	2	146000	5800	3800	0.66		
1,5	15	2	146000	170	130	0.76		
6	17	4	292000	130	130	1.00	110	0.15
12	21			240	150	0.63		
12	22			230	200	0.87	250	-0.09
1.5	24			380	320	0.84	<5	0.99
Tingvall Eko dammar, första och tredje dammen								
	18		53.33333	58	40	0.69		
	19		53.33333	27	9	0.33		

Total metallhalt i varje brunn.

Tre kammarbrunnar av blandat slami			Total massa slam (Total metallhalt (mikrogram metall per liter * Total volym s					
Slam ålder	Brunn nr	Personer	SS* brunnsvolym	Cu (mg)	Zn (mg)	Cd (mg)	Pb (mg)	Hg (mg)
12	1	2	5.7	2700	5700	14.7	238.5	
12	2	2	0.825	375	2400	4.05	390	
12	3	2	0.465	90	180	0.15	4.5	
12	4	2	0.765	270	1650	0.9	10.5	
12	5	2	0.39	30	255	0.45	9	
12	20	2	0.9	165	705	2.25	21	0.45
12	20	2	0.99	210	1335	2.25	16.5	1.485
6	6	5	1.8	405	255	0.6	13.5	
6	7	4	1.305	105	345	0.3	6	
6	8	5	0.315	300	405	0.75	13.5	
6	9	4	0.6	75	165	1.05	16.5	
6	10	4	0.255	60	150	0.6	6	
1	11	5	2.7	705	4950	9	195	
1	14	2	0.345	930	495	0.15	6	1.05
1	16	1	0.225	810	210	0.3	7.5	
BDT + fekalier, ej urin								
3	13	2	0.345	105	270	0.6	36	
BDT- brunnar								
Slam ålder	Brunn nr							
12	12	2	8.7	1500	1950	3	124.5	0.45
1,5	15	2	0.255	1365	570	1.05	18	
6	17	4	0.195	135	39		4.5	
	18		0.087	16.5	28.5			
	19		0.0405	3	9			
12	21		0.36	165	345	1.29	19.5	
12	22		0.345	630	330	0.78	12.3	
1.5	24	4	0.57	435	405	0.57	12.75	

Tidigare undersökningar gjorda av Tanums kommun.

Analys namn	Resultat						
	Slamavskiljare 3 kammarbrunn	Prover Tagna 1997	Slam från slutna tankar	Prover tagna 1996-1997			
Torrsubstans	1.3	0.7	0.4	0.5	0.4	%	
Glödförlust	83.8	73.8	23.3	60.7	62.5	% TS	
Zink Zn	380	880	410	500	440	mg/kg TS	
Koppar Cu	230	460	140	130	130	mg/kg TS	
Krom Cr	7.4	8.4	5.7	<5	<5	mg/kg TS	
Nickel Ni	7.1	8.8	11	7.1	6.5	mg/kg TS	
Bly Pb	1.7	8.2	<5	9.4	<5	mg/kg TS	
Kadmim Cd	1	0.97	0.24	0.73	0.53	mg/kg TS	
Kvicksilver Hg	0.26	0.79	0.19	0.39	0.39	mg/kg TS	