
Behandling av svartvatten och matavfall med anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos

*Karoline Andersson och Marie Castor,
AP/Lunds Tekniska Högskola*



Summary

The aim of this master's dissertation, which is carried out by order of Stockholm Vatten AB, is to examine the treatment of blackwater and food waste with anaerobic membrane bioreactor and reverse osmosis. Reduction of organic material, nutrients, bacteria and metals will be evaluated as well as the energy consumption and the possibilities for using the concentrated product of reverse osmosis on farm land. Authorities request a higher degree of recycling of nutrients from sewage, which together with the cleanness and the high content of nutrients in the studied fractions are reasons for this study to be carried out.

There are several techniques for blackwater and food waste to be collected. In this case toilets demanding small volumes of flushing water and food disposers will be simulated to separate the fractions. Anaerobic treatment in an membrane-bio-reactor with reverse osmosis as final treatment is a good method since long sludge retention time is accomplished, which makes it possible to have small plants. The anaerobic degradation produces biogas and the membranes separate particles and bacteria from the permeate. The studied membrane technique, VSEP, implies shaking membranes which prevents them from fouling, which is often a problem having a membrane process. Reverse osmosis is used batch wise and is needed to separate nutrients to a concentrate. Daily sampling and maintenance of the plant has been carried out during the period of the experiment. The food waste was manually poured into the reactor, whilst the blackwater was being pumped.

The dry solid matter and the organic matter in the reactor showed an increasing amount with time. The out flowing permeate from the VSEP-unit contained a raising amount of nitrogen, phosphorous and organic material. It was desirable to have a constant load of organic material and then evaluate the cleaning process. It was possible to keep a constant load of two kilos COD per day during almost two weeks. This period of time was however too short to reach steady-state. The reduction of organic matter, nitrogen and phosphorous, where almost one-hundred-percent, having reverse osmosis as a final step. The system also contributed to high reductions of metals. The concentrate of reverse osmosis was compared to sewage sludge from the Henriksdal waste water treatment plant and Swedish legislation. It seemed to be well suitable for spreading on farm land, since it had a very low content of bacteria and metals and was rich of nutrients.

The content of microorganisms in the outgoing water was lower than in water of good bathing quality and levels of metals and nutrients were also low.

The energy use of the studied process in full scale was estimated at 5 kWh per m³ when produced biogas had been taken into account. The production of methane gas was compared to the amount that can be produced according to theoretical calculations and consideration was also taken to known losses. The comparison showed that 72 % of the methane gas that theoretically could have been produced was found, either as a measured amount or was accounted for as a loss.

It was not possible to reach steady-state in this study, therefore it can be recommended to carry out further studies during a longer period of time so steady-state can be reached and evaluated.

Sammanfattning

Examensarbetet som har utförts på uppdrag av Stockholm Vatten AB, syftar till att undersöka behandling av svartvatten och matavfall med anaerob membranbioreaktor och efterföljande omvänd osmos. Utvärdering av COD-, närings-, metall- och bakteriereduktion, biogasproduktion, samt energiåtgång gjordes och avsättningsmöjligheter undersöktes för den koncentrerade produkten från den omvända osmosen med avseende på bakterie-, metall- och näringsinnehåll. Bakgrunden till detta är de ökade kraven på återföring av näring från avlopp, samt den renhet och höga näringsinnehåll som kännetecknar de studerade fraktionerna. Det finns ett flertal uppsamlingstekniker men de som simuleras i detta arbete är snålspolande toaletter och matavfallskvarnar där materialet samlas upp och behandlas separat. Anaerob rening med efterföljande membranenheter är bra bland annat då lång slamuppehållstid leder till mindre anläggningar och generering av metangas under nedbrytning av organiskt material. Membranen avskiljer partiklar och även bakterier. Den studerade membrantechniken, VSEP, innebär skakande membran som medför att igensättning minimeras, vilket ofta är ett problem vid membranfiltrering. Omvänd osmos behövs för att avskilja närsalter till en näringsrik restprodukt, koncentratet.

Daglig provtagning samt underhåll av anläggningen, förekom under försöksperioden. Matavfallet tillfördes reaktorn manuellt medan svartvatten pumpades in kontinuerligt. Reaktorvätskan pumpades därefter in i VSEP-anläggningen. Det reade vattnet (permeatet) togs sedan ut ur anläggningen medan den ofiltrerade vätskan (koncentratet) recirkulerades till reaktorn. Slutsteget var den omvända osmos-anläggningen (RO-anläggningen) som kördes satsvis med permeat från VSEP-enheten och gav slutprodukterna renat vatten och koncentrat.

Torrsubstanshalten samt den organiska halten ökade med tiden i reaktorn. Utflödande permeat från VSEP-enheten hade ett ökande innehåll av kväve, fosfor och organiskt material. En konstant belastning av organiskt material önskades för att därefter kunna utvärdera reningsprocessen. Det var möjligt att hålla en konstant belastning av 2 kg COD/dygn under knappt två veckor, vilket var för kort tid för att uppnå ”steady-state”. Med RO-anläggningen som slutsteg för systemet påvisades en nästan 100 %-ig reduktion av organiskt material, kväve och fosfor. Även metallreduktionen var hög över omvänd osmos-anläggningen. Då koncentratet från RO-körningen är intressant för eventuell spridning på åkermark jämfördes näringsinnehåll och metallinnehåll per kilo torrsubstans med slam från avloppsreningsverk samt med gränsvärden för tillåtet metallinnehåll. Det visade sig lämpas bra för detta syfte. Det utgående vattnet från RO-enheten höll en mycket god badvattenkvalitet gällande mikroorganismer och även innehållet av metaller och näringsämnen var lågt.

Energianvändningen för hela anläggningen i fullskala beräknades till 5 kWh/m³ med hänsyn tagen till energivinsten i form av producerad biogas. Den bildade mängden metan jämfördes också med den mängd som teoretiskt kan bildas då hänsyn tagits till de förluster som kan förekomma. Det visade sig att 72 % av den mängd som teoretiskt kan bildas har kunnats spåras, antingen genom beräknade förluster eller genom uppmätt gasflöde.

För att resultaten ska vara mer tillförlitliga hade det varit önskvärt med drift under en längre period för att då uppnå och utvärdera ”steady-state”, vilket inte var möjligt i det här försöket.

Förord

Det här examensarbetet är utfört inom ramen för civilingenjörsprogrammet i Ekosystemteknik vid Lunds Tekniska Högskola, LTH, och avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik. Stockholm Vatten AB har varit uppdragsgivare och det praktiska arbetet har utförts vid Sjöstadsverkets försöksanläggning för avloppsvattenrening.

Projektet har varit en del i ett forskningsprojekt där ett flertal aktörer varit inblandade. Ägare till membranbioreaktorn är AnoxKaldnes AB medan Stockholm Vatten AB ansvarar för driften av den. Övriga inblandade är JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik samt IVL Svenska miljöinstitutet AB. Statens energimyndighet har gett bidrag som ska finansiera ungefär 40 % av projektets kostnader. En lika stor andel betalas av Stockholm Vatten AB medan AnoxKaldnes AB står för 20 % av kostnaderna. (Hellström, 2005; Carlsson, 2005)

Vi vill först och främst tacka vår handledare på Stockholm Vatten AB, Daniel Hellström, för ditt enorma engagemang under hela processen. Vi hoppas verkligen vi hittat din försvunna gas! Erik Särner, vår handledare i Lund, vill vi tacka för hjälp och kommentarer under arbetets gång.

På Sjöstadsverket vill vi tacka Lars Bengtsson för all praktisk hjälp, du har varit en ovärderlig tillgång vid uppstarten av anläggningen. Fredrik Pettersson som alltid fick oss på gott humör, tack för dina tips och din praktiska hjälp.

Vi vill speciellt tacka Rune Bergström vid IVL, som hjälpt oss åtskilliga gånger med anläggningen. Tack för att du alltid höll humöret uppe, trots alla motgångar!

Tack till Jan-Erik Bjurhem vid IVL, som lärde oss RO-anläggningen, Anders Ringmar från JTI för att du visade oss runt i Bälinge samt till John Baker från Diperator AB för att du tog emot oss på ett mycket intressant studiebesök.

Ett stort tack till hela projektgruppen för värdefull hjälp under arbetets fortskridande, särskilt Lena Jonsson för hjälp med att hitta data från Henriksdals reningsverk och Lars-Erik Olsson för hjälp i sluttampen.

Vi vill också tacka personalen på Torsgatans laboratorier, som utfört analyser åt oss, särskilt ni som har arbetat med det svårhanterliga och stinkande matavfallet!

Slutligen ett stort tack till våra vänner och familjer för er uppmuntran och ert stöd.

Lund 2005-11-17

Karoline Andersson & Marie Castor

Innehållsförteckning

1 Inledning.....	1
1.1 Bakgrund.....	1
1.1.1 Avsättning för slam.....	2
1.2 Syfte och målsättning.....	4
1.3 Avgränsningar.....	4
1.4 Läsanvisningar.....	5
2 Anaerob behandling och använda membrantekniker.....	6
2.1 Anaerob nedbrytning.....	6
2.1.1 Hydrolys.....	6
2.1.2 Fermentering.....	6
2.1.3 Metanogenesisen.....	7
2.1.4 Faktorer som påverkar processen.....	7
2.2 Membranteknik.....	8
2.2.1 Membranfiltrering.....	8
2.2.1.1 VSEP.....	9
2.2.1.2 Omvänd osmos.....	10
2.2.1.3 Fouling.....	11
2.2.2 Membranbioreaktor.....	12
3 Svartvatten och matavfall.....	14
3.1 Vad innehåller svartvatten och matavfall?.....	14
3.1.1 Näringsämnen.....	14
3.1.2 Metaller.....	14
3.1.3 Bakterier.....	15
3.2 Svartvatten.....	15
3.2.1 Separation och uppsamling.....	15
3.2.1.1 Vakuumsystem.....	16
3.2.1.2 Vattensnåla toaletter med självfall.....	16
3.2.1.3 Urinsorterande toaletter.....	16
3.2.1.4 Konventionellt snålspolande toaletter.....	16
3.2.1.5 Spolvattenmängder.....	16
3.2.2 Svartvattensystem i Bälinge.....	17
3.2.3 Behandling av Stockholms avloppsvatten i dagsläget.....	18
3.3 Matavfall.....	18
3.3.1 Separation och uppsamling.....	18
3.3.1.1 Vanliga metoder för källsortering.....	19
3.3.1.2 Köksavfallskvarnar.....	19
3.3.2 Ecoferms anläggning.....	21
3.3.3 Behandling av Stockholms matavfall i dagsläget.....	21
4 Anläggningsbeskrivning.....	22
5 Metod.....	25
5.1 Drift av membranbioreaktor.....	25
5.1.1 Provtagning och analyser.....	26
5.1.2 Underhåll.....	28

5.1.3 Driftsproblem	29
5.2 Drift av omvänd osmos-enhet	29
5.2.1 Provtagning och analys	30
5.2.2 Underhåll	31
5.2.3 Driftsproblem	31
6 Resultat	32
6.1 Analysresultat från anläggningens olika steg	32
6.1.1 Svartvattentanken	32
6.1.2 Matavfallstanken	33
6.1.3 Bioreaktorn	34
6.1.4 VSEP-enheten	36
6.1.5 Omvänd osmos-enheten	38
6.2 Organisk belastning	41
6.3 Reduktioner över anläggningen	42
6.3.1 COD	42
6.3.2 Näringsämnen	43
6.3.3 Metaller	43
6.3.4 Bakterier	44
6.4 Gasproduktion	44
6.5 Energibalans	45
7 Diskussion	47
7.1 Osäkerheter i analyser	47
7.2 Diskussion av analyserade parametrar	48
7.2.1 COD	48
7.2.2 Näringsämnen	48
7.2.3 Metaller	50
7.2.4 Bakterier	51
7.2.5 Torrsubstanshalt	52
7.2.6 Total suspenderad substans	52
7.3 Organisk belastning	52
7.4 Kapacitetsmätningar	53
7.5 Biogasproduktion	53
7.6 Energibalans	54
8 Slutsatser	55
9 Rekommendationer	56
10 Referenser	57
10.1 Litteratur	57
10.2 Internet	59
10.3 Lagar och föreskrifter	60
10.4 Personliga kontakter	60
10.6 Fotografier	61

Bilaga 1 Ordlista.....	62
Bilaga 2 Fullständigt processchema.....	63
Bilaga 3 Använda analysmetoder och analysutrustning.....	64
Bilaga 4 Membrantest för optimalt flöde genom VSEP-enheten.....	67
Bilaga 5 Mätning av gasproduktion efter tillsats av matavfall.....	68
Bilaga 6 Tvätt av VSEP-enhet.....	69
Bilaga 7 Tvätt av RO-enhet.....	70
Bilaga 8 Förväntade och uppmätta värden på svartvattnet och matavfallet.....	71
Bilaga 9 pH och VFA-halt i reaktorn.....	72
Bilaga 10 Aktivitetstest av ympen.....	73
Bilaga 11 Hydraulisk uppehållstid i bioreaktorn.....	74
Bilaga 12 Metangasproduktion vid 2 kg COD per dygn.....	75
Bilaga 13 Beräkning av teoretisk metanförlust.....	76
Bilaga 14 Linjär regression.....	79

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Den nybyggda stadsdelen Hammarby Sjöstad har ett ambitiöst miljöprogram där en målsättning är att skapa ett kretslopp av närsalter, främst fosfor, från avloppet till jordbruket. Från början hade Stockholm Vatten AB tre strategier för att uppnå målsättningarna nämligen uppförande av ett lokalt reningsverk, införande urinsorterande avloppssystem eller svartvattensystem. Införande av svartvattensystem i 250 lägenheter planerades men blev emellertid för dyrt för att genomföra i förhållande till miljöeffekterna som i denna skala skulle bli mycket små. (Hellström och Finnson, 2004) Då pilotprojekt av denna typ redan förekommer, bestämde sig Stockholm Vatten AB för att istället forska om behandlingar av de tilltänkt uppkomna fraktionerna vid svartvattensystem med inkoppling av matavfallskvarnar, det vill säga svartvatten och matavfall. (Hellström, 2005)

När det gäller planer på att installera köksavfallskvarnar, även kallade matavfallskvarnar i Hammarby Sjöstad så var tanken att sådana skulle installeras i lägenheterna med svartvattensystem. Då svartvattensystemet inte längre blev aktuellt infördes inte heller matavfallskvarnar i dessa lägenheter. Det fanns även planer på att installera cirka 1000 kvarnar i ett område vid Sickla Kaj. I detta område var det fastighetsägarna som satte stopp för planerna genom att dra sig ur då de ej ville bekosta och ansvara för kvarnarna. (Hellström, 2005)

Svartvatten består av fekalier, urin, toalettpapper och spolvatten. Den allra största delen av växtnäringsämnen i avloppsvatten, ungefär 80-90 % av kvävet, fosfor och kaliumet finns i svartvattnet. Vid separat uppsamling och omhändertagande av svartvatten ges alltså möjligheten att ta tillvara på dessa näringsämnen. Svartvatten innehåller normalt endast små mängder metaller. (Naturvårdsverket, 1995) Däremot är mängden bakterier, virus och parasiter stor då dessa främst härstammar från fekalierna (WRS, 2001). Enligt Hellström *et al.* (2004) är det viktigaste motivet för svartvattensystem möjligheten att kunna återföra växtnäringsämnen och närsalter till jordbruket, vilket underlättas då svartvattenfraktionen innehåller nästan all näring men bara en liten del av den totala avloppsvolymen. Bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten) renas separat då svartvattensystem används. Det har visat sig att BDT-vatten med fördel kan behandlas lokalt genom markinfiltration, våtmarker eller sandfilter (Skjelhaugen, 1999; Book Emilsson *et al.*, 2005) Matavfall är en ren avfallsfraktion som innehåller mycket näring och organiskt material (Edström *et al.*, 2001). Genom separat uppsamling och behandling av matavfall kan dessa mängder tas tillvara och utnyttjas på olika sätt.

Tanken med behandlingstekniken som diskuteras i rapporten, det vill säga sambehandling av svartvatten och matavfall, är att återföra näringsämnen som kommer från födan till jordbruket igen. Vid en återföring av näringsämnen till jordbruket skulle övergödningen av hav, sjöar och vattendrag kunna minskas och istället ett mer hållbart samhälle skapas (Naturvårdsverket, 1995). Produktion av handelsgödsel skulle kunna minskas om växtnäringsämnen återfördes och fosfor skulle då inte behöva utvinnas i samma utsträckning som tidigare. Detta är särskilt intressant eftersom fosformineralet är en begränsad resurs. (Norin, 1996)

I Norden finns system för separat uppsamling av svartvatten på olika mindre anläggningar som exempelvis skolor. Uppsamlings teknikerna varierar mellan de olika platserna. Svartvattnet kan sedan behandlas, ofta tillsammans med matavfall från köksavfallsvarnar, genom bland annat kompostering, rötning eller våtkompostering. För att få produkten fri från bakterier hygieniseras den innan spridning på åkermark. I de nordiska systemen kan uppvärmning av behandlingskammare behövas, vilket är energikrävande liksom vakuumpumpar vid användning av vakuumpoletter, hygienisering och transport till platsen för avsättning. (Book Emilsson *et al.*, 2005)

Enligt Hellström *et al.* (2004) är ett toalettsystem med snålspolande toaletter det mest fördelaktiga vid jämförelse med vakuumpoletter och urinsorterade system med avseende på bland annat införandekostnader, förbrukning av energi och användaraspekter. Det system som önskas efterliknas i det här projektet är således ett system med konventionellt snålspolande toaletter och köksavfallsvarnar. För hushållen innebär detta en minimal omställning då konventionell utformning på toaletterna används och den enda omställningen blir då införandet av matavfallsvarnar (Hellström, 2005). För byggherrarnas del krävs installering av separata ledningar till en uppsamlingstank eller pumpning till en reningsanläggning för svartvattnet och matavfallet (Hellström, 2005).

Den behandlingsteknik som undersöks i detta examensarbete är rening med anaerob bioreaktor med VSEP-enhet, som efterföljs av en omvänd osmos-anläggning (RO), vilket är en obeprövad metod för att rena svartvatten och matavfall. Metoden tros ha hög potential då den ska vara energisnål och avge en mycket ren produkt. (Hellström, 2005)

1.1.1 Avsättning för slam

Vid behandling i konventionellt utformade reningsverk, såväl som vid separat rening av svartvatten och matavfall, uppstår slam som restprodukt. Sedan förbudet mot deponering av organiskt avfall infördes den första januari 2005 (SFS 2001:512) är frågan om slamhantering än mer aktuell, eftersom avloppsslam såväl som matavfall räknas till kategorin organiskt avfall (Hellström, 2005a).

Det svenska regelverket kring avloppsslam grundar sig på EG:s slamdirektiv 86/278/EEG. I direktivet finns bland annat krav på behandling av slammet före spridning på åkermark i syfte att hygienisera det, i de fall det inte plöjs ner inom ett dygn efter spridning. (Schönning, 2003) I samband med att Sverige skrev på EES-avtalet och därmed måste implementera slamdirektivet tog Naturvårdsverket fram föreskrifter som skulle gälla på området. Dessa accepterades inte av Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) eftersom de ansåg att gränsvärdena var för höga. Lösningen blev att Naturvårdsverket och LRF tillsammans med VAV (Svenska Vatten- och Avloppsverksförbundet, numera Svenskt Vatten) kom till en frivillig överenskommelse, Slamöverenskommelsen, som undertecknades i maj 1994. (Agustinsson, 2003) Överenskommelsens mål var att verka för att näringsämnen och organiskt material från avloppsslam ska återföras till jordbruksmark på ett säkert sätt. Rekommendationer fastställdes för maximal mängd metaller, som under ett år får tillföras jordbruksmark. För att kunna gödsla full fosforgiva med enbart slam, krävs att metallhalter i slammet sänks eftersom gränsvärdet för total mängd metaller annars överskrids. (Naturvårdsverket, 1996)

Gränsvärden finns fastställda för tillåtna metallhalter i avloppsslam (SFS 1998:944) och beroende på vilken fosforklass som jorden tillhör finns även gränsvärden för hur mycket fosfor som är tillåtet att tillföra jorden på ett år från slam (SNFS 1994:2).

I regeringens proposition 2000/01:130 *Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier*, gjorde regeringen bedömningen att avloppsslam och annat organiskt avfall bör ingå i kretsloppet för att fosfor ska kunna återföras. Ett konkret miljömål kunde inte fastställas då tekniskt underlag saknades. År 2001 fick Naturvårdsverket i uppdrag att ta fram en aktionsplan för återförande av fosfor samt utreda vilka miljö- och hälsoskydds krav som behövdes för att kunna sprida slam på jordbruksmark. Detta mynnade ut i ett förslag på en förordning, som ännu inte trätt i kraft. Förslaget innehåller krav på hygienisering och innehållsdeklaration, maximal mängd näring som tillåts tillföras från avloppsfraktioner samt gränsvärden för metaller. (Naturvårdsverket, 2002)

Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) har, enligt Eksvärd (2005), fortfarande en restriktiv syn på användning av rötat avloppsslam i jordbruket. Deras generella rekommendation är att slam inte bör spridas på åkermark då det är blandat med olika sorters spillvatten. Undantag görs för bland annat spridning på energiskog. Däremot är LRF positiva till återförsel av källsorterade råvaror från livsmedelskedjan om vissa krav är uppfyllda. Dessa måste vara fria från patogener och oönskade ämnen, ha hela hanteringskedjan och produkten kvalitetscertifierad samt ha en innehållsdeklaration. Produkt och råvaror måste också vara spårbara. (Eksvärd, 2005) Det finns ett certifieringssystem för produkten avloppsslam som utvecklats av Renhållningsverksföreningen, tillsammans med övriga aktörer i branschen. Detta baseras på gällande regleringar, SNFS 1994:2 och Slamöverenskommelsen, och kommer att uppdateras i samma takt som tillåtna gränsvärden gör. För att få kvalitetsmärka sin produkt enligt detta system ställs krav på hela hanteringen, från sortering till användning av produkten. Sveriges provnings och forskningsinstitut (SP) står för godkännandet av slam för certifiering. (Naturvårdsverket, 2005; RVF, 2004)

Ett projekt som pågår är ReVAQ, där Naturvårdsverket, LRF, Svenskt Vatten, Livsmedelsindustrierna, Dagligvaruhandeln och ett antal kommuner medverkar. VA-verk som är med i ReVAQ har höga krav på sig vad gäller hantering av och innehåll i slammet. Syftet med projektet är att driva utveckling på VA-verken för att få ett slam som kan accepteras för användning på jordbruksmark. (ReVAQ, 2005)

När det gäller hantering av matavfall tillkom två nya delmål under hösten 2003 till det nationella miljö kvalitetsmålet ”God bebyggd miljö”, som berör detta område. Det första delmålet säger att år 2010 ska minst 35 % av matavfall från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Mål två berör livsmedelsindustrierna och innebär att senast år 2010 ska deras matavfall behandlas biologiskt, för att sedan kunna återföra näringen till växtodling. (Miljömålsrådet, 2004)

Hur behandlingen av matavfallet ska ske bestäms på kommunal nivå. Under 2003 återvanns 21,9 % av hushållens matavfall på biologisk väg, inklusive hemkompostering. Andelen som behandlas biologiskt ökar varje år, framförallt den andel som rötas. Detta beror på att fler och fler hushåll ges möjlighet till att sortera ut sitt matavfall och att fler behandlingsanläggningar byggs. (RVF, 2004).

På grund av regelverket och de ovan nämnda restriktiva synerna på användning av slam är det mycket intressant att försöka få fram en renare produkt som kan accepteras för användning i jordbruket.

1.2 Syfte och målsättning

Ett syfte med examensarbetet är att undersöka bakgrunden till varför svartvatten och matavfall bör samlas upp separat. För att erhålla bakgrundskunskap, ska anaerob nedbrytning, olika typer av membran teknik samt de vanligaste uppsamlingsystemen för svartvatten och matavfall kortfattat beskrivas.

Tekniken som ska studeras är rening av svartvatten tillsammans med matavfall med anaerob membranbioreaktor och efterföljande omvänd osmos. Biogaspotentialen och energi-effektiviteten i systemet ska undersökas.

Ett annat syfte är att nå en konstant organisk belastning per dygn tills ”steady-state” uppnås och då utvärdera denna drift. Parametrar som ska undersökas är metangasproduktion samt reduktion av näringsämnen, organiskt material, metaller och fekala indikatorbakterier.

Syftet med den omvända osmosen är att undersöka koncentratet med avseende på innehåll av näring, metaller och patogener för att se hur väl det lämpar sig för spridning på åkermark. Utvärderingen ska ske genom att jämföra den erhållna kvaliteten med befintliga krav på metallinnehåll. Koncentratet från den omvända osmosen kommer också att jämföras med kvaliteten på avloppsslam från Henriksdals reningsverk.

Kvaliteten på det utgående vattnet ska undersökas och jämföras med utgående vatten från Henriksdals reningsverk.

Målsättningen för examensarbetet är att genomföra försöken på Sjöstadsverket för att på så sätt kunna ta fram ett underlagsmaterial som kan användas av framtida beslutsfattare.

1.3 Avgränsningar

Tidsramen för examensarbetet är 20 veckor, vilka ska fördelas på en försöksperiod med efterföljande utvärdering på Sjöstadsverket samt tid för rapportskrivning.

Ursprungligen var det tänkt att införa svartvattensystem och köksavfallskvarnar i Hammarby Sjöstad, vilket inte har skett. Utgångspunkten kommer dock att vara införande i detta område, varför jämförelser görs med produkter från Henriksdals reningsverk. Hammarby Sjöstad kan emellertid antas representera ett nybyggt område även på andra platser i Sverige.

Fokus i teoriavsnittet kommer inte att ligga på att detaljerat beskriva hur de tekniska processerna fungerar utan detta avsnitt ska mer fungera som en överblickande guide. Den studerade uppsamlingstekniken har inte utvärderats, då behandlingstekniken varit det centrala i studien. Jämförelser i prestanda kommer ej att göras med andra behandlingstekniker. Uppsamling och behandling av BDT-vatten omfattas inte heller av denna rapport. Avsättningsmöjligheter för restprodukter kommer endast att utvärderas med avseende på koncentrat från omvänd osmos.

Studien på membranbioreaktorn kommer att utföras på befintliga membran, vilket kan innebära att det inte är de mest optimala membranerna då de ej anpassats efter den studerade driften. Fluxet, som beror på flödet samt vilka membran som använts, kommer inte heller att varieras. Temperaturberoendet utvärderas inte, utan temperaturen i reaktorn kommer att hållas konstant på 24 grader under hela försöket. Den maximala organiska belastningen som anläggningen klarar kommer inte att utvärderas.

1.4 Läsanvisningar

Examensarbetet innehåller en litteraturstudie samt utvärdering av ett praktiskt försök.

Teoridelen innefattas av kapitel 2 och 3. Kapitel 2 beskriver anaerob behandling och förklarar olika membrantekniker. I detta kapitel finns även information om hur de i försöket använda teknikerna fungerar. Svartvatten och matavfall beskrivs närmare i kapitel 3, vilket också kort tar upp olika separationstekniker för dessa fraktioner.

Kapitel 4 innehåller en beskrivning av den studerade anläggningen.

I kapitel 5 redogörs för hur försöket utförts med avseende på provtagning, analyser, underhåll och driftsproblem.

Resultaten finns i kapitel 6 och diskuteras sedan i kapitel 7.

Arbetet avslutas med slutsatser och rekommendationer i kapitel 8 och 9, varpå referenslista följer.

Vid läsning av arbetet ska ordlistan i bilaga 1 fungera som ett hjälpmedel.

Bilaga 2 – 14 kan ses som en fördjupning då de innehåller utförligare redovisning av vissa beräkningar och resultat än vad som redovisas i rapporten.

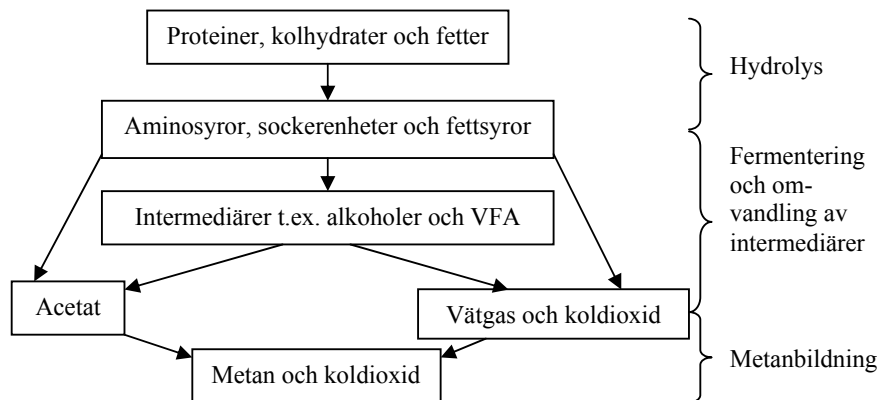
2 Anaerob behandling och använda membrantekniker

2.1 Anaerob nedbrytning

Vid anaerob nedbrytning får inte syre finnas tillgängligt som oxidationsmedel. Under nedbrytningen samverkar olika mikroorganismer som omvandlar organiskt material till biogas det vill säga till huvudsakligen koldioxid och metan under tillväxt av nya mikroorganismer. (Nilsson, 2002; Norrman, 1981) Ur energisynpunkt är det önskvärt att ta hand om och använda gasen vilket kan innebära att produktionen resulterar i energivinst (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Biogas kan, efter rening, med fördel användas som drivmedel till specialtillverkade gasdrivna bilar eller bussar samt till kraftvärmeproduktion (Berg *et al.*, 1999).

Fördelar med anaeroba processer jämfört med aeroba är att de inte kräver någon luftning vilket annars är ett energikrävande steg vid aerob rening samt att det bildas energirik metangas vid nedbrytningen. Det bildas också en mindre mängd slam som kräver omhändertagande. Det finns dock en del nackdelar med anaerob rening såsom att bakterierna är känsligare för exempelvis giftiga föreningar och låga temperaturer. Uppstartningstiden för processen är också betydligt längre och det kan ta lång tid för bakterierna att återhämta sig efter en störning. Ibland behövs även en efterföljande aerob rening för att uppnå ställda reningskrav. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

Det rekommenderas att studera figur 2.1 samtidigt som de nedan följande styckena om den anaeroba nedbrytningsprocessen läses.



Figur 2.1. Schematisk bild över den anaeroba nedbrytningsprocessen. (Nilsson, 2002)

2.1.1 Hydrolys

Det första steget i den anaeroba nedbrytningsprocessen, är hydrolys av proteiner, kolhydrater, och fetter. Enzymer, som utsöndras av mikroorganismerna, bryter ner de respektive molekylerna till aminosyror, enkla sockerarter och långkedjade fettsyror. (Nilsson, 2002)

2.1.2 Fermentering

Produkterna från hydrolysstegets används som substrat för fermenterande mikroorganismer i nästa nedbrytningsfas. Det finns två nedbrytningsvägar för dessa ämnen. Huvudvägen är omvandling till acetat, vätgas och koldioxid, som sedan direkt kan användas som substrat av

de metanbildande bakterierna, även kallade metanogener. Förutom detta bildas intermediära produkter, exempelvis VFA (lättflyktiga organiska syror). Det finns alltid en viss halt av intermediära produkter i reaktorn, eftersom de bildas kontinuerligt i mindre mängder under nedbrytningen av produkterna från hydrolysen. De intermediära produkterna omvandlas sedan till acetat, vätgas och koldioxid. Det är viktigt att denna process fungerar eftersom VFA inte kan nyttjas direkt av metanogenerna. En förutsättning för att omvandlingen ska ske är att partialtrycket av vätgas är lågt så att reaktionen drivs åt rätt håll. Anledningen till detta är att vid högt vätgasstryck genererar nedbrytningen inte tillräckligt med energi till mikroorganismerna för att de ska genomföra den. De fermenterande mikroorganismerna är alltså beroende av att vätgas konsumeras av metanogenerna, vilka utför en energigenererande nedbrytning till metan och koldioxid. Detta förhållande kallas syntrofi. Om metanbildningen fungerar dåligt stiger därmed vätgasstrycket och i sin tur koncentrationen av VFA i reaktorn. (Nilsson, 2002)

De fermenterande mikroorganismerna är känsliga för ändringar i organisk belastning och flöde och återhämtar sig långsamt efter en störning (Nilsson, 2002).

2.1.3 Metanogenesen

De mest betydande processerna där metan bildas i en anaerob reaktor är nedbrytningen av acetat och reduktion av koldioxid med hjälp av vätgas. Uppskattningsvis 70 % av metangasen bildas från acetat. Nedbrytningen av vätgas är viktig eftersom vätgasstrycket är en parameter som kontrollerar de tidigare stegen i nedbrytningen, vilket nämnts ovan. (Nilsson, 2002)

2.1.4 Faktorer som påverkar processen

Anaerob behandling sker vanligtvis i det mesofila (25-40°C) eller termofila (>45°C) temperaturintervallet. Nedbrytningshastigheten och processens stabilitet påverkas av **temperaturen**, men hur den inverkar varierar mellan olika processer. (Nilsson, 2002) Beroende på vilken temperatur som används blir optimal uppehållstid i reaktorn också olika. Det är av vikt att hålla temperaturen konstant eftersom mikroorganismerna är känsliga för temperaturfluktuationer. Förändringar på 1°C per dag påverkar nedbrytningen antingen positivt eller negativt. (Metcalf & Eddy Inc., 2003)

Mikroorganismerna som är verksamma i de olika stegen har maximal tillväxt vid specifika **pH-värden**. Det är viktigt att hålla pH-värdet neutralt i en anaerob reaktor eftersom den begränsande faktorn ofta är tillväxt av metanogener, som har sitt optimum vid pH 7. De fermenterande bakterierna tillväxer bäst vid pH 6 men klarar även neutrala förhållanden. Metanogenernas tillväxt faller däremot kraftigt vid pH mindre än 6.6. Om processen är överbelastad ökar mängden VFA och som en följd av det så kan pH sjunka. För att inte skada bakterierna kan exempelvis lut tillsättas för att höja pH. (Nilsson, 2002)

I en anaerob reaktor finns buffrande ämnen, även kallat **alkalinitet**, som hjälper till att hålla pH stabilt. Sådana ämnen är till exempel kalcium- och ammoniumbikarbonater. Alkaliniteten ökar då inflödet av föda till mikroorganismerna ökar. Emellertid konsumeras alkaliniteten av löst koldioxid i form av kolsyra. Detta innebär att om koldioxidhalten ökar i reaktorn kan tillsats av buffrande ämnen behövas. (Metcalf & Eddy Inc., 2003)

När det gäller förekomst av **näringsämnen** i reaktor så brukar detta inte vara en begränsande faktor då olika avloppsvatten behandlas tillsammans (Nilsson, 2002).

De metanbildande mikroorganismerna är känsliga mot *toxiska ämnen*. VFA, som till exempel ättiksyra finns delvis i protonerad form, det vill säga icke joniserad, vid pH under 6.0. Dessa molekyler kan skada mikroorganismerna genom att de tränger genom cellmembranet. Väl inne i cellen joniserar syran genom att en vätejon släpps och därmed sjunker pH-värdet i cellen, vilket är skadligt för den. Andra ämnen som är farliga i sin icke joniserade form är vätesulfid och ammoniak. Syre är det mest hämmande ämnet om det tar sig in i reaktorn i stora mängder. Om en mindre mängd syre tränger in så undviks emellertid skadan genom att syret snabbt konsumeras av bakterier som är fakultativt anaeroba. (Nilsson, 2002)

Den *hydrauliska uppehållstiden* (HRT) samt *slamuppehållstiden* (SRT) i reaktorn påverkar alla steg i den anaeroba nedbrytningen. Framförallt kräver reduktionen av suspenderat material optimal uppehållstid vilket måste bestämmas för varje försök. (Metcalf & Eddy Inc., 2003) I försök gjorda med primärslam vid 25°C, i en anaerob och kontinuerligt omrörd reaktor, CSTR (continuously stirred tank reactor) undersöktes hur tillförd mängd COD (syreförbrukande ämnen) omsattes som funktion av SRT. Det visade sig att graden av både hydrolys och fermentering ökade med över 20 procentenheter då slamuppehållstiden ökades från åtta till tio dagar. Motsvarande siffra för metanogenesen var 40 procentenheter. Ytterligare ökning av SRT medförde emellertid ingen markant fortsatt ökning av omsättningsgrad och minskad SRT gav optimala förhållanden för fermentering, med reducerad metanbildning som följd. (Miron *et al.*, 2000) Det är därför viktigt att välja rätt slamuppehållstid.

2.2 Membranteknik

I följande stycken kommer tyngdpunkten att ligga på de membranfiltreringsprocesser som användes vid försöken på Sjöstadsverket, det vill säga VSEP och omvänd osmos.

2.2.1 Membranfiltrering

Vid membranfiltrering fungerar membranet som en halvgenomsläpplig barriär som tillåter vissa konstituenten att passera genom medan andra stannar kvar i vätskan. Membranfiltrering kan klassificeras i mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF), omvänd osmos (RO), dialys och elektrodialys (ED) beroende på bland annat separationsmekanism och membranets porstorlek. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

Vätskan som passerar membranet kallas för permeat och den resterande vätskan innehållande diverse partiklar benämns koncentrat. Mängden permeat som passerar membranet per yt- och tidsenhet kallas för flux. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003) I tabell 2.1 redovisas olika typer av membranfiltrering. I tabellen har enbart membranprocesser som sker på grund av tryckskillnader tagits med vilket innebär att dialys och elektrodialys utesluts då de processerna har andra drivkrafter.

Tabell 2.1. Klassificering av membranfiltrering. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

Membranprocess	Storlek på avskiljda partiklar, (μm)	Permeatets innehåll	Typiska konstituenten som avlägsnas
Mikrofiltrering	0,08 – 2,0	Vatten och lösta ämnen	TSS, turbiditet, en del bakterier och virus
Ultrafiltrering	0,005 – 0,2	Vatten och små molekyler	Makromolekyler, de flesta bakterier, en del virus, proteiner
Nanofiltrering	0,001 – 0,01	Vatten och väldigt små molekyler, joniska lösningar	Små molekyler, en del skadliga virus
Omvänd osmos	0,0001 – 0,001	Vatten och väldigt små molekyler, joniska lösningar	Väldigt små molekyler, färg, hårdhet, sulfat, nitrat, natrium och andra joner

Vid membranfiltrering av en vätska kan olika metoder användas. **Dead-end filtrering** innebär att vätskan pumpas vinkelrätt mot membranerna, vilket innebär att med tiden sätter membranet igen och fluxet minskar över det. **Crossflow filtrering** fungerar så att vätskan pumpas tangentialt och med hög hastighet förbi membranytan, vilket medför att ett stoppande lager inte kan byggas upp i samma utsträckning som ovan. Trycket blir högre vid inloppet än vid utloppet av membranet, vilket kan medföra att påbyggnad bildas från utloppet och inåt. (New Logic Research, Inc., 2005)

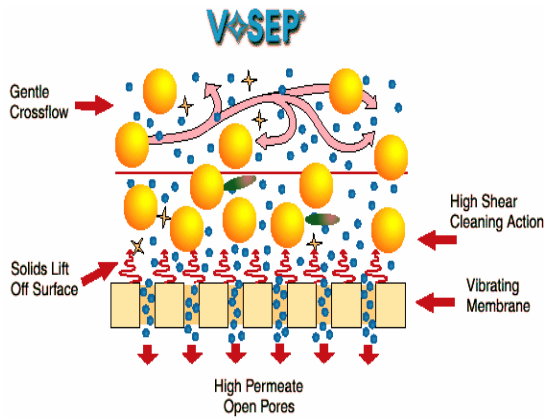
2.2.1.1 VSEP



Figur 2.1. Plattmembranerna sitter monterade i stapel i övre delen på en axel. (Foto: Carlsson, 2005)

VSEP (Vibratory Shear Enhanced Processing) är en membranfiltreringsteknik som distribueras av det amerikanska bolaget New Logic Research, Inc. Tekniken innebär att plattmembran sitter monterade ovanpå varandra i stapel och hela stapeln är infästad i övre delen av en axel (se figur 2.1). Nedre delen av axeln är kopplad till en motor vilken skapar en oscillerande rörelse i membranstacken, som är snabbare än vad som kan uppfattas med det mänskliga ögat. Den inmatade vätskan blir nästintill stillastående vid membranens yta samtidigt som den filtreras genom membranerna. Det sker dock en långsam bulktransport av ofiltrerad vätska ner genom membranstacken, genom de hål som finns i respektive membran. En matarpump framkallar denna rörelse, vilken kräver relativt låg pumpenergi. De skjuvkrafter som uppstår mellan vätskan på membranytorna och de vibrerande membranerna, bidrar till att ämnen som potentiellt kan sätta igen membranerna stöts bort från ytan och följer med bulkflödet genom membranstacken (se figur 2.2). På så vis blir filtreringskapaciteten maximalt utnyttjad och även mycket viskösa vätskor kan filtreras. Anläggningen bör köras vid ett tryck som optimerar förhållandet mellan energianvändning och flöde. Ökad temperatur, lämplig amplitud på

vibrationerna och rätt uppehållstid påverkar processens prestanda positivt. Det är också essentiellt att välja membran som passar just den vätska som ska filtreras. (New Logic Research, Inc., 2005)

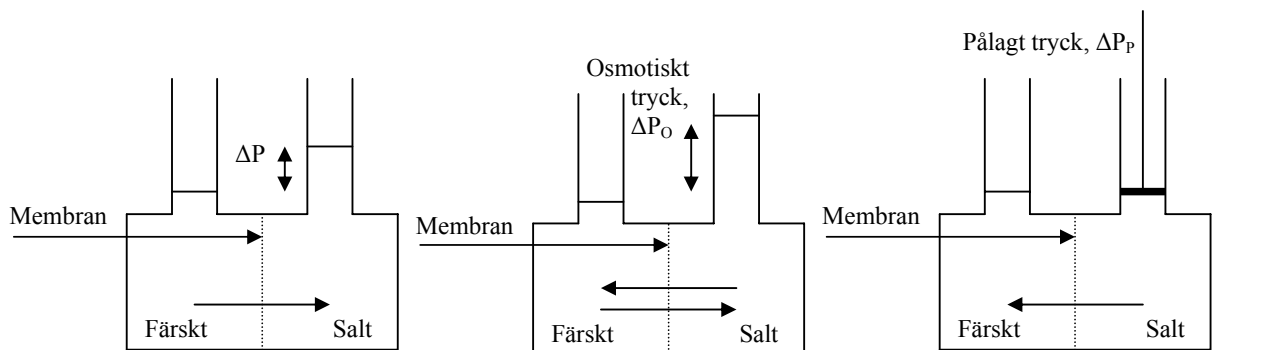


Figur 2.2. Schematisk bild över hur VSEP-tekniken bidrar till att partiklar ej sätter igen membranens porer. (New Logic Research, Inc., 2005)

VSEP är en relativt ny membranteknik, som började utvecklas 1987 (Carlsson, 2005). VSEP-enheter i full skala finns installerade i bland annat Kanada, Korea och Japan där fermenterad respektive obehandlad gödsel behandlas framgångsrikt. I försök har membran för omvänd osmos använts i en VSEP-enhet för att rena grisgödsel från en gödselbrunn för att ur detta erhålla dricksvatten till grisarna. Försöken visade sig lyckade och patogenfritt vatten, som grisarna sedan drack, blev processens produkt, tillsammans med näringsrikt slam. (Atkinson, 2005)

2.2.1.2 Omvänd osmos

Om två lösningar innehållande olika koncentrationer separeras av ett halvgenomträngligt membran kommer det att spontant ske en transport av vatten genom membranet från sidan med lägre koncentration till sidan med högre koncentration. Teoretiskt pågår denna transport tills skillnaden i tryck balanserar koncentrationsskillnaden (se figur 2.3). Den balanserade tryckskillnaden som uppstår beror på lösningen, koncentrationen och temperaturen och benämns osmotiskt tryck. Vid omvänd osmos använder man sig av ett tryck som är större än det osmotiska trycket i motsatt riktning till det naturliga flödet. Flödet av vatten kommer då istället att ske från den mer koncentrerade sidan till den mindre koncentrerade. Det kontaminerade vattnet kommer alltså att renas genom membranet och rent vatten erhålls på ena sidan. Föroreningarna kan inte passera genom membranet med följden att det redan kontaminerade vattnet blir mer koncentrerat. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003)



Figur 2.3. (1) Vanlig osmos, $\Delta P < \Delta P_O$.

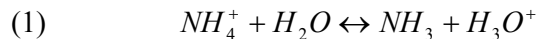
(2) Tryckskillnaden balanserar det osmotiska trycket, $\Delta P = \Delta P_O$.

(3) Omvänd osmos, $\Delta P_P > \Delta P_O$.

(Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

En omvänd osmos-process körs ofta som ett sista steg vid rening av kontaminerat vatten. Membranen är känsliga för igensättning (se kap 2.2.1.3) och därför krävs det att vattnet är av hög kvalitet och inte innehåller några konstituenten som kan leda till detta. Någon form av förbehandling kan därför krävas samt kemisk rengöring efter en viss tids körning för att upprätthålla fluxet. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

Ett syfte med att använda omvänd osmos vid rening är att få näringsämnena i en mer koncentrerad form. Vid pH-värden större än sju finns risken att ammoniak avdunstar till luften. Ammonium står i jämvikt med ammoniak enligt (1) och vid högre pH-värden ligger jämvikten åt höger och ammoniak kan lättare avgå till omgivningen. En sänkning av pH innebär att ekvationen förskjuts till vänster och ammonium istället stannar kvar i koncentratet. (de Blois, 2004)



Enligt Bergström *et al.* (2002) har pH-värdet en viss effekt på om ammoniumkvävet efter RO-anläggningen återfinns i permeatet eller koncentratet. I deras försök med urinkoncentrering återfanns en större del av ammoniumkvävet i koncentratet vid lägre pH men totalt återfunnet kväve var pH-oberoende. (Bergström *et al.*, 2002)

2.2.1.3 Fouling

En nackdel med membranteknik är att fouling kan uppstå. Denna kan vara av fysikalisk, oorganisk, organisk eller biologisk karaktär. Ungefär hälften av all fouling involverar organiska biofilmer. (Judd, 2004)

Begreppet fouling innebär att membranet sätter igen av partiklar som finns i vätskan, till exempel proteiner, fetter eller bakterier. Membranets porer kan blockeras av framförallt proteiner som kan fastna inuti en por. Flödet genom membranet kan också hindras då en beläggning av partiklar uppstår på ytan. Ytterligare en variant av fouling är att en filterkaka eller en gel av lösta ämnen bildas på membranet. Vattnet måste då först passera genom denna innan det når membranet, vilket innebär en nedsättning i kapacitet. (Zhao *et al.*, 2000)

Skillnaden mellan irreversibel och reversibel fouling är att vid irreversibel fouling interagerar membranet med de lösta ämnena som därmed binds hårt till detta. Reversibel fouling förekommer mer eller mindre i alla membranprocesser. Begreppet innebär att foulingen inte är permanent utan kan avlägsnas. (Zhao *et al.*, 2000)

Ökad koncentration av diverse konstituenten i det inkommande vattnet kan medföra fouling som i sin tur ger ett minskat permeatflux. Det finns många orsaker till varför ämnen fastnar på membranet. Proteinens egenskaper med avseende på storlek, stabilitet och laddning skiftar till exempel beroende på pH och jonstyrka. Av denna orsak kan de vid vissa betingelser skapa mer problem än vid andra. Stora molekyler kan adsorbera mindre molekyler, som annars hade kunnat passera membranet men nu hålls kvar framför. Detta kan delvis avhjälpas genom förfiltrering. Membranets laddning påverkar fouling bland annat genom att proteiner visar lägre affinitet för material med samma laddning som det själv har. Vilken laddning som membranet får beror på inkommande vattens pH samt jonstyrka. (Zhao *et al.*, 2000) På ett hydrofobt membran kan det uppträda hydrofoba interaktioner mellan membranet och lösta ämnen eller bakterier, vilket ger allvarigare fouling än på ett hydrofilt membran där liknande interaktioner inte förekommer (Choi *et al.*, 2002).

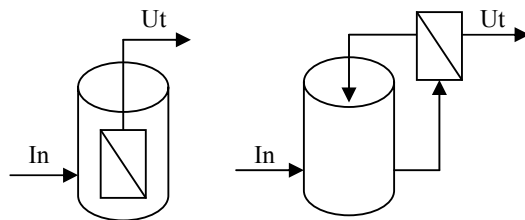
Driftsparametrar som påverkar flux, som exempelvis flödes hastighet, temperatur och tryck över membranet, har även en effekt på fouling. Ökad flödes hastighet såväl som ökad temperatur leder till högre permeatflöde, samtidigt som igensättning av membranen minskar, medan ett högre tryck medför ett ökat permeatflöde samt ökad risk för fouling. (Zhao *et al.*, 2000) För att få en hållbar drift bör ett optimalt flöde bestämmas. Drift vid högre flöde än det optimala kan leda till att trycket över membranen ökar och därmed risken för fouling. (Judd, 2004)

Olika tekniker används för att optimera permeatflödet och samtidigt undvika igensättning av membranen. Backspolning vid jämna mellanrum under drift är en vanligt förekommande teknik, som medför att ansamlat material på koncentrationsidan av membranet sköljs bort. Ökad flödes hastighet samt framkallad turbulens hindrar också fouling från att uppstå. Ytterligare en framgångsrik metod har varit förbehandling av membranet med till exempel olika polymerer för att ge det hydrofila egenskaper. (Zhao *et al.*, 2000)

Förr eller senare uppstår fouling i eller på ett membran och rengöring blir nödvändig. Rengöring kan ske på mekanisk väg exempelvis i form av backspolning eller skakning. Luft kan blåsas in och frigöra fibrer som fastnat på membranet. Kemiska metoder är emellertid vanligast förekommande. Produkter som kan användas är syror, baser, ytaktiva ämnen, färdigfabrikerade rengöringsmedel med mera. Det är av stor vikt att kemikalien som används verkar så att de igensättande ämnena löses upp och inte fastnar igen samt att de inte skadar membranet. (Judd, 2004) Rengöring av membran kan också ske på biologisk väg med hjälp av exempelvis enzymer, vilket är skonsamt för membranen (Zhao *et al.*, 2000).

2.2.2 Membranbioreaktor

En membranbioreaktor (MBR) består av en bioreaktor med ett membran kopplat till sig för att separera renat vatten från den aktiva biomassan. Det finns två typer av membranbioreaktorer (se figur 2.4), den första har en integrerad membranmodul, som sitter inuti reaktorn. Modulen har ett inlopp genom vilket reaktorslam sugas och ett utlopp för permeat. Materialet som ej kan filtreras stannar därmed kvar i bioreaktorn. Principen är samma för den andra typen av MBR, det vill säga den med en extern membranenhet, slam pumpas ut ur reaktorn och genom membranet. Permeat leds bort medan det koncentrerade slammet som ej går igenom membranet pumpas tillbaka. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003) I försöket studeras en membranbioreaktor med en extern membranmodul av typen VSEP.



Figur 2.4. Principskiss över membranbioreaktorer med integrerat respektive externt membran. (Judd, 2004)

En MBR används med fördel för avskiljning av suspenderat material och partiklar, istället för ett steg med sedimentering efter en aktivslamprocess. Fördelar med att använda en membranbioreaktor är att den hydrauliska uppehållstiden kan hållas kort, vilket också resulterar i att reaktorn kan hållas relativt liten. Lång slamuppehållstid krävs då tillväxten är en långsam process, vilket medför att

höga koncentrationer av slam hålls kvar i reaktorn. Permeatet från en MBR med ultra- eller mikrofiltrering (se kap. 2.2.1) är fritt från turbiditet, suspenderat material, de flesta bakterier och virus samt organiskt material. Negativt med membranbioreaktorer är kostnaderna för reaktor, membran samt energiutgifter. Den stora kostnaden för membranen beror på att de

sätter igen (se kap. 2.2.1.3) och därför behöver bytas kontinuerligt. (Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

3 Svartvatten och matavfall

3.1 Vad innehåller svartvatten och matavfall?



Figur 3.1. Svartvatten och matavfall.

Människor i västvärlden genererar mer än sju gånger så mycket svartvatten som matavfall per dygn. Proportionerna är emellertid annorlunda då man ser till innehållet i de båda fraktionerna. (Edström *et al.*, 2001)

Vad matavfall från hushåll innehåller beror på vilket insamlingsystem som används samt också på hur mycket information hushållen fått över hur man ska sortera (Jönsson *et al.*, 2005).

3.1.1 Näringsämnen

Innehållet av kväve, fosfor och kalium som utsöndras med urin och fekalier hos vuxna människor kan anses vara proportionellt mot vad som intas med födan, vilket även innehållet i matavfall är. Matvanor ändras med tiden och en omfattande undersökning från livsmedelsverket har visat att förändringar i födan från 1960 till 1992 har inneburit en 20 %-ig ökning av kväve och fosfor i matintaget. Ökningen beror främst på att konsumtionen av mjölk, ost och kött ökade fram till 1980. Efter det har konsumtionen varit relativt konstant. (Naturvårdsverket, 1995) Näringsinnehåll i urin, fekalier och toalettpapper samt matavfall redovisas i tabell 3.1.

3.1.2 Metaller

Halterna av metaller är större i matavfall än i svartvatten enligt beräkningar med utgångspunkt i värden från Edström *et al.* (2001). Däremot är mängden svartvatten som genereras större, vilket innebär att källan för störst utsläppt mängd av en viss metall inte nödvändigtvis behöver vara matavfall. (Edström *et al.*, 2001)

En viss del av metallerna som kommer in i kroppen genom födan absorberas och lagras medan den största delen passerar rakt igenom och utsöndras med urinen. Mindre än 10 % av de flesta tungmetaller absorberas av kroppen med undantag för koppar då ca 50 % tas upp och resten utsöndras via fekalierna. Metallinnehållet i fekalier och urin varierar mellan individer och beror bland annat på matvanor och om man röker, snusar eller har amalgamplomber. (Naturvårdsverket, 1995) Metallinnehåll i urin, fekalier och toalettpapper samt matavfall visas i tabell 3.1.

Tabell 3.1. Innehåll i urin, fekalier och toalettpapper samt matavfall. (Jönsson et al., 2005)

Parameter	Urin + fekalier + toalettpapper	Matavfall
TS (g/(pers*dygn))	73	35
VS (g/(pers*dygn))	54	30
COD _{tot} (g/(pers*dygn))	73	48
N-tot (g/(pers*dygn))	13	0,81
P-tot (g/(pers*dygn))	1,4	0,14
K (g/(pers*dygn))	3,3	0,32
Pb (mg/(pers*dygn))	0,052	0,13
Cd (mg/(pers*dygn))	0,011	0,0050
Cu (mg/(pers*dygn))	2,1	0,60
Cr (mg/(pers*dygn))	0,14	0,26
Ni (mg/(pers*dygn))	0,20	0,13
Zn (mg/(pers*dygn))	11	1,6

3.1.3 Bakterier

Fekalier innehåller höga halter av bakterier och virus medan färsk urin hos friska människor är steril. Urinen kontamineras dock i viss mån när den lämnar kroppen och bakterier och virus växer till beroende på lagrings- och hanteringsförhållanden. (Naturvårdsverket, 1995) Matavfall ska inte innehålla några avloppsbakterier om det inte blivit kontaminerat.

3.2 Svartvatten

3.2.1 Separation och uppsamling

Enligt Edström *et al.*, (2002) genererar en människa 110 gram fekalier och 1510 gram urin dagligen.

Uppgifter från Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen uppger att 1993 användes ungefär 25 % av den totala vattenförbrukningen i ett normalhushåll till toalettens spolvatten (Naturvårdsverket, 1995). Det är önskvärt att ha ett vattensnålt avloppssystem i områden med grundvattenbrist eller i områden där vattnet släpps ut i känsliga recipienter (WRS, 2001).

I de nedan beskrivna systemen, förutom det urinsorterande, samlas allt klosettwater upp tillsammans. Urinsorterande system innebär att urinen sorteras ut separat. De är intressanta då urinfraktionen innehåller ungefär 90 % av kvävet och 70 % av fosfor som finns i svartvattnet samt innehåller relativt lite tungmetaller. (Naturvårdsverket, 1995) Vid urinsorterande system sorteras och lagras urinen separat och kan när den är hygieniserad spridas på åkermark (Berg och Gruvberger, 1999). Detta system har inte studerats närmare här men anses ändå vara värt att nämna.

Nedan behandlas separation och uppsamling av svartvatten samt svartvattensystemet i Bältinge och en kortfattad beskrivning av hur Stockholms avloppsvatten behandlas. De system för uppsamling som studeras är vakuumsystem, vattenspolande toaletter med självfall, urinsortering samt konventionellt snålspolande toaletter, vilket är uppsamlingsystemet som simuleras under försöket.

3.2.1.1 Vakuumsystem

I vakuumsystem används inte vatten för att transportera bort avföringen och urinen utan transporten sker istället med ett undertryck som skapas av till exempel vakuumpumpar. Vatten används enbart för sköljning av toalettskålen (se tabell 3.2). Det är viktigt att ha ett system med täta ledningar för att behålla undertrycket men till skillnad från självfallsledningar kan de vara klenare och materialet kan transporteras långa sträckor och även, i viss mån, vertikalt till högre nivå. Dessa system kräver elektricitet samt regelbunden service och kan vara dyra att installera. (WRS, 2001) I Bältinge utanför Uppsala har man fram till 1992 haft vakuumsystem (Swedling, 2005). Det har förekommit diverse driftsproblem såsom läckage i ledningar samt avlagringar på rören på grund av urinsten eller kalk vilket innebär att ledningar årligen behöver tvättas med saltsyra. (Ringmar, 2005; Kärrman *et al.*, 2003) Se även kap. 3.2.2 för mer information om Bältinges svartvattensystem.

3.2.1.2 Vattensnåla toaletter med självfall

Vattensnåla toaletter med självfall förbrukar mycket lite vatten vid spolning (se tabell 3.2) och är istället beroende av lutningen på ledningen som för bort avloppet (WRS, 2001). I Vibyåsen i Sollentuna kommun användes snålspolande toaletter med självfall fram till 2002. Problem i form av svartvatten som varit för tjockt för pumparna samt igensättningar i ledningar innebar diverse driftstopp. Igensättningsproblemen innebar att ledningarna spolades så ofta som varannan eller var tredje vecka. Även problem med urinavlagringar förekom. Med hänsyn till de problem som förekommit i Vibyåsen är det önskvärt att använda mer spolvatten än vad som användes här vid konstruktion av framtida system. (Kärrman *et al.*, 2003)

3.2.1.3 Urinsorterande toaletter

En urinsorterande toalett har två skålar och två utlopp. I ett sådant system kan man välja mellan två sorters spolningar (stor/liten) som förbrukar olika vattenmängder (se tabell 3.2). (WRS, 2001) Problem med avlagringar i rören kan förekomma liksom i de två tidigare beskrivna systemen. Vid tömning av tankarna samt vid efterföljande spridning gäller det att hantera urinen med försiktighet då hälsorisker förekommer, vilket främst beror på inblandning av fekalier och därmed bakterier och virus. (Berg och Gruvberger, 1999)

3.2.1.4 Konventionellt snålspolande toaletter

En konventionellt snålspolande toalett har två spolknappar och det är möjligt att välja mellan stor och liten spolstorlek (WRS, 2001). Det här systemet innebär att en större vattenmängd används än vid de tidigare beskrivna alternativen (se tabell 3.2).

3.2.1.5 Spolvattenmängder

En person antas använda toaletten mellan fem och sex gånger per dygn (Naturvårdsverket, 1995). Uppmätta flödesmängder är också större än de värden som beräknats av Kärrman *et al.* (2003), vilket troligen beror på att det tillkommer flöden som bortsetts från i beräkningarna. Urinsorterande system borde minska spolvattenflödet men så är inte fallet i praktiken då det förbrukas mycket vatten för att spola ner papper efter framförallt kvinnlig urinering. (Kärrman *et al.*, 2003)

Tabell 3.2. Spolvattenmängder från olika toalettyper. Dygnsvolymen har beräknats utifrån antagandet att en person använder en stor spolning och fem små spolningar per dygn (Berg och Gruvberger 1999; WRS 2001).

Toalettyp	En spolning (l/spolning)	Stor spolning (l/spolning)	Liten spolning (l/spolning)	Dygnsvolym (l/(pers*dygn))
Vakuum	0,8-2 ¹			4,8-12
Vattensnål toalett med självfall (en eller två knappar)	0,6-1	2	0,2	3-6
Urinsorterande		4-6 ²	0,2 ³	5-7
Konventionell snålspolande		4 ⁴	2 ⁴	14
Konventionell (äldre)	6-12	9		36-72

Samtliga värden i tabellen kommer från WRS (2001) och baseras på information från tillverkare och leverantörer.

¹ Enligt Norin (1996) är det vanligast med spolvattenmängder på 1,3 eller 1,5 l/spolning vid vakuumsystem, det kan dock förekomma visst inläckage av vatten i systemet. Den normala spolvattenmängden från en vakuumtoalett var, enligt Berg och Gruvberger (1999), ungefär 1,2 l/spolning vid denna tid.

² Enligt Berg och Gruvberger (1999) kräver den stora spolningen 4 l.

³ Spolvattenmängden beräknas vara 0,2 l/spolning enligt Kärrman *et al.* (2003). Enligt Berg och Gruvberger (1999) är spolvattenmängden överskattad då undersökningar påvisat att den drar 0,1 l/spolning.

⁴ (Berg och Gruvberger, 1999; Kärrman *et al.*, 2003)

3.2.2 Svartvattensystem i Bälinge

Svartvattnet som användes i projektet på Sjöstadsverket transporterades från Bälinge som är beläget ungefär 15 kilometer norr om Uppsala. Människors levnadsmönster påverkar innehållet i det genererade avloppsvattnet. Svartvattnet från Bälinge kan antas representera ett genomsnittligt levnadsmönster. (Naturvårdsverket, 1995)

Svartvattensystemet i Bälinge började byggas i slutet av 60-talet och enligt Naturvårdsverket (1995) kom totalt 2300 personer att vara anslutna fram till 1992 då det togs ur bruk (Swedling, 2005). Den grundläggande anledningen till byggandet av vakuumsystemet var att man önskade ett vattensnålt system eftersom man, i Bälinge, hade ett lokalt reningsverk samt en liten recipient (Ringmar, 2005). Även BDT-vattnet renades lokalt i Bälinge (Swedling, 2005). Då Bälinge fortsatte att växa och avloppsvattenmängderna ökade klarade det lokala reningsverket inte av att rena de högre kvantiteterna. Enligt Swedling (2005) var systemet svårskött och fungerade inte så bra vilket var ytterligare orsaker till att reningsverket lades ner. Reningsverket togs ur drift 1992 när en överföringsledning till Uppsala var färdigställd och allt avloppsvatten istället började transporteras dit för rening. (Swedling, 2005) De boende fick då välja om de ville fortsätta att vara anslutna till vakuumsystemet eller koppla ur sig vilket många gjorde. De nya hushållen som tillkommit har också fått välja om de vill ansluta sig till vakuumsystemet eller inte. Bortkopplingen är anmälningspliktig men många har inte anmält sin bortkoppling så i dagsläget är betydligt färre personer anslutna till systemet än vad som anmälts. (Ringmar, 2005) Ungefär 550 toaletter är fortfarande anslutna till avloppsnätet enligt Kärrman *et al.* (2003).

Anledningen till att många valde att byta till konventionella toaletter beror troligen på missnöje (Ringmar, 2005). När systemet infördes hade man problem med läckage på ledningssystemet vilket ledde till diverse problem med toaletterna (Kärrman *et al.*, 2003). Eftersom alla toaletter är ihopkopplade innebär det att om det är glapp i någon toalett blir det sämre sug i alla eftersom luft sugas ut med en central pump från reningsverket. Även problem med ljud- och luktproblem har troligen bidragit till att människor velat byta. (Ringmar, 2005)

Det har också funnits problem med avlagringar i rören i form av kalk eller urinsten. För att få bort avlagringar tvättar man vakuumledningarna en gång per år med saltsyra. Att boende reparerat sina toaletter utan tillräcklig kunskap har inneburit problem för de resterande anslutna, då ett vakuumsystem är känsligt för läckage. (Kärrman *et al.*, 2003)

I dagsläget renas allt avloppsvatten från Bälinge i Uppsala. Svartvattnet samlas fortfarande upp i separata tankar och när de når en viss fyllnadsnivå släpps vattnet ut till uppsamlingskärlet (se figur 3.2). När nivån når upp till kanten rinner vattnet över och blandas med BDT-vattnet vid transporten till reningsverket i Uppsala. Vid uppsamling av svartvatten till Sjöstadsverket pumpas vattnet från uppsamlingstanken till en separat lagringstank utan inblandning av BDT-vattnet. Då svartvattnet fortfarande samlas upp separat är det möjligt att lagra och ta ut vatten för transport och påfyllning av svartvattentanken på Sjöstadsverket.



Figur 3.2. Uppsamling av svartvatten i Bälinge.

3.2.3 Behandling av Stockholms avloppsvatten i dagsläget

Om svartvattnet inte separeras ut kommer det, i Stockholm, att renas tillsammans med BDT- och dagvattnet. Avloppsvattnet från de centrala och södra delarna av staden renas i Henriksdals reningsverk. Avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad ligger inom Henriksdalsverkets upptagningsområde. (Stockholm Vatten AB, 2005)

Avloppsvattnet som kommer till Henriksdalsverket passerar först galler och sandfång. Därefter tillsätts järnsulfat före förluftning för att fosfor ska fällas ut. Nästa steg är försedimentering innan biologisk behandling och efterföljande slutsedimentering. Rening av vattnet genom sandfilter utgör slutsteget innan det leds ut i Saltsjön. (Stockholm Vatten AB, 2005)

Primärslammet förs direkt till en röt-kammare, medan överskottsslammet från de biologiska processerna förtjockas innan det också transporteras vidare till röt-kammaren. Slammet förtjockas efter rötningen och avvattnas därefter i en centrifug. (Stockholm Vatten AB, 2005) Sedan år 2002 har slammet från Henriksdals reningsverk använts som vegetationsmaterial vid återställning av markområden i anslutning till Aitikgruvan i Norrbotten (Stockholm Vatten AB, 2005a).

3.3 Matavfall

3.3.1 Separation och uppsamling

Varje dag genereras 210 gram matavfall per person i Sverige, varav 67 % beräknas vara malbart (Kärrman *et al.*, 2001).

Hushållsavfallet består till 43 % av matavfall. I många svenska kommuner sker ingen källsortering av hushållens matavfall men i 110 stycken av totalt 290 stycken (Kommundirekt, 2005) erbjuds invånarna att källsortera sitt matavfall. Där sorteringsystemet fungerar bra urskiljs mellan 20 och 30 % som matavfall. (RVF, 2005) I nedanstående stycken beskrivs

mycket kortfattat hur separation och uppsamling av hushållens matavfall går till i Sverige. Tyngdpunkten ligger på det lite ovanligare alternativet, avfallskvarnar, vilkas användning simuleras i projektet. Dessa kan antingen kopplas till avloppsnätet eller till separat uppsamling.

3.3.1.1 Vanliga metoder för källsortering

De två vanligaste systemen för att sortera ut matavfall i Sverige är insamling i separata kärl, samt sortering med olikfärgade påsar för olika fraktioner. Påsarna sorteras sedan maskinellt efter de olika färgerna och går till lämplig behandling. I båda fallen hämtas avfallet med bil. (RVF, 2005)

3.3.1.2 Köksavfallskvarnar

Köksavfallskvarnar är inget nytt påfund, de har funnits sedan 1920-talet. I USA är ca 50 % av hushållen utrustade med kvarnar medan motsvarande siffra för Sverige är mindre än 1 %. (Kärroman *et al.*, 2001)

Svenska myndigheter har, enligt Baker (2005), försäljningschef för matavfallskvarnar, länge ställt sig negativa till införandet av köksavfallskvarnar kopplade till avloppsnätet, bland annat för att de tycker idén med att transportera avfall med hjälp av rent vatten är dålig. De tycker också att det är fel att kontaminera rent matavfall med avloppsvatten innehållande trafikdagvatten med höga halter av tungmetaller. (Baker, 2005) Naturvårdsverket säger sig vara restriktiva till införande av köksavfallskvarnar enbart då dessa kopplas på avloppsnätet. Detta beror på osäkerheter i ledningsnätets kapacitet samt rädsla för problem med svavelvätebildning. Osäkerheterna kring kvaliteten på avloppsslammet och hur det ska tas omhand medverkar till denna hållning. (Tingstorp, 2005)

Ett fåtal kommuner tillåter generellt att kvarnar installeras, medan cirka 40 % inte tillåter detta. Ungefär hälften av kommunerna anger i en undersökning av Kärroman *et al.* (2001) att en prövning krävs före godkännande. I Stockholms kommun ökas hushållets taxa om dispens ges för installation av kvarn. Kommunerna har dock på senare tid börjat bli mer och mer positiva till införande av köksavfallskvarnar, på grund av att sortering och behandling av matavfall är kostsamt och för att behandlingskapaciteten i reningsverkens rötkammare ofta inte är fullt utnyttjad. (Karlberg och Norin, 1999)

Det är svårt att säga exakt hur många köksavfallskvarnar som finns installerade i Sverige. I Surahammars kommun finns ungefär 2000 stycken vilket motsvarar 70 % av det totala antalet matavfallskvarnar enligt en undersökning av Kärroman *et al.* (2001). Enligt statistik från försäljning av köksavfallskvarnar i Sverige borde det emellertid finnas betydligt fler kvarnar, vilka installerats utan att kommunen upplysts om detta, i de svenska hushållen. (Kärroman *et al.*, 2001)

Disperator, Sveriges dominerande försäljare av köksavfallskvarnar, marknadsför inte sina kvarnar till hushåll eftersom flera kommuner helt tar avstånd från installation av kvarnar. I dagsläget säljs endast ungefär 300 kvarnar till privathushåll på ett år. Den stora försäljningen går till fartyg. Även sjukhus och skolor, som lättare får dispens från installeringsförbud är kunder. (Baker, 2005)

Avfallskvarnar monteras i fristående skåp eller under befintlig utslagsvask. De fungerar så att då avfallet tillsammans med vatten förs ner i kvarnen, hamnar det på en roterande skiva och genom verkan av centrifugalkraften kastas avfallet mot en rivare som trasar sönder det (se

figur 3.3). Samtidigt pressas matavfallet ut ur kvarnen genom små hål på kanterna av skivan. (Baker, 2005) I en köksavfallskvarn mals matrester ner. Långfibriga grönsaker, fiskskinn och senor är exempel på avfall som kvarnen inte klarar av. (Disperator, 2005) En kvarn håller i cirka 10 år och ska vara underhållsfri (Baker, 2005).



Figur 3.3. Matavfallskvarn i genomskärning.

Årsbehovet av el till en köksavfallskvarn är 3-4 kWh/hushåll (Karlberg och Norin, 1999). Köksavfallskvarnar för enskilda hushåll kostar i dagsläget 3000 kr respektive 4500 kr beroende på om kontinuerligt eller satsvis malande kvarn önskas. I Sverige är det vanligast med satsvis malande kvarnar, men det finns även typer som mal kontinuerligt. Under malning krävs tillförsel av vatten till kvarnen. I kontinuerligt malande kvarnar låter man vattnet rinna under tiden avfallet mals och vid satsvis malning tillsätts vatten tillsammans med matavfallet innan start. (Baker, 2005) Det är svårt att säga hur vattenanvändningen förändras vid införande av köksavfallskvarnar. Försök visar att mängden vatten som krävs per kilo malt avfall varierar mycket beroende på hur stora mängder avfall som mals per sats. (Lövstedt och Norlander, 2002) Kvarnen används i snitt 2,5 gånger per hushåll och dygn (Kärrman *et al.*, 2001). Spolvattenbehovet är 5-7 l vatten per minut, vilket innebär 3-6 l per hushåll och dygn (Karlberg och Norin, 1999). I rapporten av Kärrman *et al.* (2001) redovisas emellertid studier från Staffanstorp och Surahammar där inget ökat vattenflöde till reningsverket har påvisats.

Det finns olika alternativ för hanteringen av matavfallet efter malning. Det vanligaste är att det går direkt till avloppssystemet och behandlas i ett reningsverk där den största delen avskiljs i steget med försedimentering. I det biologiska steget bryts resten antingen ner eller bildar biomassa. Detta innebär att matavfall som avskiljts i försedimenteringen och biosteget rötas tillsammans med övrigt slam i en rötningsanläggning och bildningen av biogas ökar eftersom en större mängd organiskt material tillförs. (Kärrman *et al.*, 2001)

Fördelar med köksavfallskvarnar är att källsorteringen blir enkel och eventuellt kan luktproblem i soprum minska. Det är även positivt med insamling via avloppsledningsnätet då antalet sophämtningar minskar och därmed även buller och avgaser i samband med detta. För att dessa effekter ska nås krävs emellertid att hela områden installerar matavfallskvarnar. (Kärrman *et al.*, 2001) Erfarenheter från Surahammar visar att renhållningsavgiften kunnat sänkas, då transport- och hanteringskostnaderna sänktes samt energi kunde utvinnas i form av biogas (Baker, 2005).

När avfallskvarnar installeras och kopplas på det ordinarie rörsystemet finns det risk för stopp i rören. Det kan ske ansamling av matavfall i svackor om lutningen är för svag även i det allmänna rörledningsnätet. Då avfallet bryts ner i rören kan svavelväte och svavelsyra bildas vilket kan medföra dålig lukt, explosionsrisk och korrosion. Risk finns också att ökade mängder organiskt material släpps ut direkt i recipient vid bräddning. (Kärrman *et al.*, 2001) En studie från Surahammar visade emellertid inga tendenser på ovan nämnda problem. Ledningsnätet som filmades kontinuerligt var problemfritt. Mängden gallerrens på reningsverket ökade visserligen något, men inget merarbete krävdes. Mer biogas kunde också utvinnas, vilket är positivt. Ingen bräddning förekom under det studerade året, vilket är ganska ovanligt för de flesta reningsverk så effekterna av detta kunde inte studeras. Rapportens författare menar att längre utvärderingsperiod hade gett säkrare svar på vilka

effekter inkoppling av matavfallskvarnar medförde, men att de positiva resultaten verkar väga över. (Karlberg och Norin, 1999)

All separation av organiskt material innebär merarbete för hushållen. Då man jämför med kompost på den egna tomten, eller sortering av organiskt avfall i påse som sedan hämtas, kan avfallskvarn enligt Kärrman *et al.* (2001) anses vara ett bekvämare alternativ. Det innebär ingen personlig transport av avfallet, vilket underlättar för bland annat äldre och funktionshindrade. Systemet är, precis som de andra, helt beroende av att sorteringen görs rätt och att ett intresse finns hos hushållen. Det har dock diskuterats att den minimerade hanteringen för hushållen kan innebära ett minskat ansvarstagande, eftersom det blir lättare att obemärkt kasta fel saker i kvarnen. Det blir inte heller lika tydligt vilka mängder avfall vi genererar om vi inte behöver hantera det själva. (Kärrman *et al.*, 2001)

Alternativet med separat transport och behandling av matavfall från kvarnar är inte studerat och implementerat i samma utsträckning som transport av matavfall i avloppsledningar med efterföljande behandling i reningsverk. Det nämns dock i rapporten av Kärrman *et al.* (2001) att matavfallskvarnar för storkök som inte kräver någon tillförsel av vatten är under utveckling. Det malda materialet från dessa lämpar sig bättre för separat behandling än för behandling tillsammans med avloppsvatten. Kvalitetssäkring av restprodukten förenklas om flöden inte blandas såsom fallet blir när matavfall renas i reningsverk. (Kärrman *et al.*, 2001)

3.3.2 Ecoferms anläggning

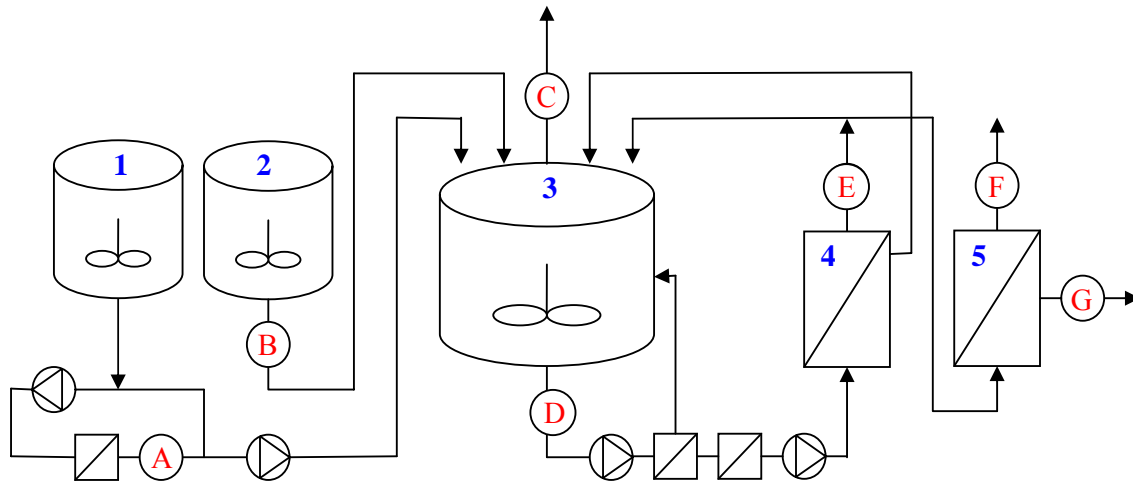
Matavfallet som används i projektet på Sjöstadsverket kommer från Ecoferms anläggning i Gladökvärn där matavfall från restauranger och storkök behandlas. I anläggningen homogeniseras avfallet och det skiljs från magnetiska och tyngre material med hjälp av en magnet respektive ett vattenbad. Innan det samlas upp i en tank, från vilken det sedan hämtas till Sjöstadsverket, finfördelas det ytterligare. (Bengtsson, 2005) Transporten sker sedan med tankbil till försöksanläggningen.

3.3.3 Behandling av Stockholms matavfall i dagsläget

I Stockholm separeras matavfallet inte ut från övriga hushållssopor. Detta innebär att det går till förbränning på BirkaVärms anläggning Högdalenverket. Vid förbränningen produceras el samt fjärrvärme. (Stockholms stad, 2005)

4 Anläggningsbeskrivning


Den studerade anläggningen på Sjöstadverket bestod av två tankar, för svartvatten respektive matavfall, en anaerob reaktor, en VSEP- samt en omvänd osmos-enhet (RO) (se figur 4.1). Ett fullständigt processschema återfinns i bilaga 2.



Siffrorna i figuren motsvarar: svartvattentank (1), matavfallstank (2), bioreaktor (3), VSEP-enhet (4) och RO-enhet (5).

 Pump

 Filter

 Mätpunkter: filtrerat svartvatten (A), matavfall (B), gas (C), reaktorslam (D), VSEP-permeat (E), RO-permeat (F) och RO-koncentrat (G).

Figur 4.1. Processchema över den studerade anläggningen med utmärkta provtagningspunkter.

Svartvattnet transporterades med tankbil från uppsamlingstanken i Bälinge, till svartvattentanken på Sjöstadverket. Den sistnämnda tanken rymmer 30 m³ och har en omrörare. Från denna pumpades svartvattnet i en loop genom ett filter med maskvidden 1,6 mm. En slangpump vars drift styrdes av nivån i reaktorn, var kopplad till loopen och då vätskeytan sjönk till en förutbestämd höjd startades pumpen och reaktorn fylldes upp till önskad nivå med filtrerat svartvatten. Mängden svartvatten som matades in i reaktorn styrdes genom att reglera mängden recirkulerat permeat från VSEP-enheten. Om allt permeat recirkulerades höll sig nivån i reaktorn konstant, vilket innebar att inget svartvatten tillfördes. Om däremot inställningar gjordes så delar av permeatflödet gick ut ur systemet så sjönk nivån och samma volym svartvatten fylldes automatiskt på som kompensation. Hur mycket permeat som recirkulerades, respektive gick ut ställdes in på VSEP-enhetens display.

Matavfallet transporterades med tankbil från Ecoferms anläggning till försöksanläggningen på Sjöstadverket. Det förvarades i en tank som rymmer 7 m³ och är kontinuerligt omblandad. Matningen av matavfall skedde manuellt via en tratt som ledde in i reaktorn.



Figur 4.2. Den anaeroba bioreaktorn.
(Foto: Carlsson, 2005)

Den anaeroba bioreaktorn (se figur 4.2) rymmer $1,6 \text{ m}^3$ och är utrustad med omrörare. Vätskenivån hölls konstant på 70 %, vilket innebar att volymen slam var $1,12 \text{ m}^3$. Syftet med reaktorn var att reducera mängden organiska föreningar, minska mängden partiklar samt att producera biogas (Carlsson, 2005). Temperaturen hölls konstant vid 24°C (det vill säga, mesofila mikroorganismer var verksamma) med hjälp av en termostat, för att motsvara den temperatur som substraten förväntas ha vid svenska förhållanden då de leds direkt till behandlingsanläggningen. Till reaktorn fördes förutom svartvatten och matavfall även koncentratet och den recirkulerade delen av permeatet från VSEP-enheten samt uttaget reaktorslam från exempelvis rensning av filter.

Innan reaktorvätskan fortsatte in i VSEP-enheten pumpades den genom ett skrapfilter med $0,5 \text{ mm}$ maskvidd, som rensades automatiskt vid behov. Rensat från filtret återfördes via koncentrationslangen till reaktorn. Ytterligare ett filter, i form av en filterkorg med maskvidden $560 \mu\text{m}$ satt monterat innan VSEP-enheten för att förstärka skyddet mot oönskade konstituent.

Membranenheten är en **VSEP-enhet** av typen L/P i P-mod, från New Logic Research Inc. Den bestod av 19 membranplattor som satt monterade i en stapel och varje platta bestod av två stycken teflonmembran (se figur 4.3). Membranen hade maskvidden $0,05 \mu\text{m}$, vilket innebär ultrafiltrering. Den totala membranarean var $1,59 \text{ m}^2$. (Carlsson, 2005) Reaktorvätskan pumpades fram till membranstacken med en excenterskruvpump för att få lagom tryck över membranen. Pumpen hade två arbetsfaser, en koncentreringsfas och en förträngningsfas. Koncentreringsfasen varade i 90 sekunder och innebar att koncentrationen på membranytorna då byggdes upp samtidigt som endast det rena vattnet, permeatet, släpptes ut. Inget koncentrat släpptes tillbaka till reaktorn under denna tid. Under förträngningsfasen, som varade i 15 sekunder, kunde koncentratet sköljas ut ur membranstacken och återfördes till reaktorn. Matarpumpens frekvens styrdes under koncentreringsfasen efter vilket permeatflöde som önskades. Under förträngningsfasen gick pumpen med en bestämd frekvens på 60 Hz. Loggning skedde automatiskt av driftsparametrar som bland annat tryck, flöde och temperatur.



Figur 4.3. Plattmembranen sitter monterade ovanpå varandra i stapel.
(Foto: Carlsson, 2005)



Figur 4.4. RO-anläggningen samt uppsamlingskärnen.

Det sista steget i reningen var en anläggning för *omvänd osmos* med spirallindat membran av modell Desal SC 2540, som lånades av IVL Svenska miljöinstitutet AB (se figur 4.4). Membranets yta var 2,6 m² med kapacitet att avskilja 99 % natriumklorid. Anläggningen kördes satsvis och VSEP-permeat, som samlats upp i en 200-liters dunk, pumpades enligt crossflowprincipen genom anläggningen samtidigt som det kylades med vattenkylare för att hålla 25°C. Koncentratet recirkulerades till dunken medan permeatet samlades upp i ett annat kärl.

5 Metod

Försöket med rening av svartvatten och matavfall i en anaerob membranbioreaktor har utförts på Sjöstadsverkets försöksanläggning. Försöksperioden varade från den 9:e maj till den 15:e juli och föregicks av en dryg månads uppstart av anläggningen samt omkoppling av utrustningen till önskad drift.

Under driften togs kontinuerligt prov på svartvattnet, matavfallet, reaktorslammet, gasen från reaktorn och utgående vatten från VSEP- och RO-anläggningen. Provtagningspunkterna är markerade i figur 4.1. Analyser gjordes på näringsämnen som kväve och fosfor, metallinnehåll, halt av fekala indikatororganismer samt organisk halt för att sedan kunna beräkna reduktionsgrader över olika delar av systemet.

De tagna proverna analyserades delvis på Sjöstadsverkets laboratorium samt delvis på Stockholm Vatten AB:s laboratorier på Torsgatan. På Torsgatans recipientlaboratorium analyserades bakteriehalter. Vilka instrument och analysmetoder som har använts återfinns i bilaga 3.

5.1 Drift av membranbioreaktor

Innan försöket påbörjades späddes svartvattnet och matavfallet med vatten i respektive tank. Det var önskvärt att ha en kvävehalt av 460 mg/l i svartvattentanken då det motsvarar den förväntade halten kväve i ett system med snålspolande toaletter enligt beräkningar med utgångspunkt i rapporterna av Kärrman *et al.* (2003) och Edström *et al.* (2001). Ett prov på svartvattnet togs därför ut för analys av kvävehalten innan spädningen beräknades. Denna procedur utfördes även då tanken behövde fyllas på under körning av anläggningen. Matavfallet späddes i tanken tills det ansågs vara lätthanterbart. Hänsyn togs därmed inte till normalförbrukningen av vatten vid användning av köksavfallskvarnar. Anledningen till detta beslut var att en okänd mängd vatten redan tillsatts vid storköket eller restaurangen, varifrån matavfallet härstammade samt att normalförbrukningen av vatten är osäker.

För att simulera verkliga förhållanden eftersträvades ett inflöde av COD till reaktorn, som härstammade med 43 % från svartvatten och 57 % från matavfall. Det är de proportioner som en person antas generera per dygn. (Edström *et al.*, 2001) Dessa proportioner har emellertid inte kunnat hållas eftersom membranbioreaktorn på helgerna inte kunnat matas manuellt med matavfall, utan har tillförts hela COD-mängden i form av svartvatten. Diverse driftstopp har tidvis inneburit att endast matavfall har kunnat tillföras reaktorn, då svartvatteninmatningen kräver att membranläggningen är i drift. Det har under försökets gång varit mer prioriterat att uppnå önskad belastning än att tillföra rätt proportioner av substraten, vilket framförallt i slutet av försöksperioden inneburit att en relativt stor mängd matavfall hållits i under de dygn då VSEP-anläggningen ofta stannat.

Den anaeroba bioreaktorn innehåller anaeroba mikroorganismer och i denna sker själva nedbrytningsprocesserna. Innan försöket påbörjades var en ventil felställd vilket ledde till att biomassa från reaktorn rann ut i avloppet och ny biomassa fick därför beställas inför uppstarten.

Den nya ympen kom från en rötchammare på NSR (Nordvästra Skånes Renhållnings AB) i Helsingborg och den togs ut den 4 maj 2005. Den totalomblandade reaktorn, från vilken

ympen hämtades, hade en driftstemperatur på 36°C och en uppehållstid på mellan 20 och 25 dygn. I Helsingborg behandlas slakteriavfall, slam från reningsverk med en aktivslamprocess, fettavskiljarslam samt gödsel. (Olsson, 2005) Innan rötslammet tillfördes reaktorn silades det genom 1 mm respektive 0,75 mm filter för att avskilja grishår som tidigare visat sig fastna i anläggningens filter. En aktivitetsmätning gjordes på det tillförda slammet på AnoxKaldnes AB.



Figur 5.1. Matavfall hålls i reaktorn via en tratt. Även slangarna för svartvatten och recirkulerat permeat syns i figuren.

Under driften pumpades matavfall ut ungefär en gång i veckan från tanken och samlades upp i spannar med lock. Tillsats av matavfall gjordes sedan manuellt genom att önskad volym mättes upp ur spannarerna och hälldes i reaktorn via tratten (se figur 5.1). Mängd matavfall som tillfördes under det aktuella dygnet fördelades över arbetsdagen för att inte mikroorganismerna skulle bli överbelastade. Svartvattenet tillfördes också via tratten, men detta pumpades automatiskt från tanken och styrdes efter nivån i reaktorn (se kap. 4). Det recirkulerade permeatet tillfördes även det via tratten, medan koncentratet leddes direkt in i toppen på reaktorn.

För att inte överbelasta de anaeroba bakterierna startades införseln av COD i form av svartvatten och matavfall mycket försiktigt. VFA-halten användes som den främsta indikatorn på hur systemet svarade på ökad organisk belastning. Om halten ökar mycket och inte sjunker med tiden, tyder detta på att systemet överbelastas (Fuchs *et al.*, 2003). I försöksanläggningen mättes VFA-halt och pH varje dag under belastningsökningen som indikatorer på hur väl systemet tålde ökad COD-belastning. Då VFA-halten steg över 200 mg/l avbröts inflödet av COD tills halten återigen sjönk under 200 mg/l för att inte överbelasta systemet. Om VFA-halten var under 200 mg/l kunde COD-belastningen ökas till påföljande dygn med 0,1 kg. Även pH användes som ett mått på tillståndet i reaktorn. Processen mår, som tidigare nämnts, bäst av ett neutralt pH och då pH-värdet en gång före försöksperiodens början understeg 6.5 tillfördes natriumhydroxid för att återigen komma upp till neutral nivå. Målet var att uppnå en så hög belastning som möjligt under försöksperioden och sedan hålla denna konstant och utvärdera den under en viss tid. Under försökets gång beslutades att 2 kg COD per dygn var en lämplig maximal belastning.

I början av försöksperioden utfördes ett test för att få fram VSEP-anläggningens optimala flöde (se bilaga 4 för en beskrivning av testets utförande). Vid drift användes sedan ett flöde som var 75 % av det maximala för att öka livslängden på membranen. I slutet av försöksperioden gjordes testet igen för att kontrollera om membranens kapacitet försämrats.

5.1.1 Provtagning och analyser

Provtagning på svartvattenet utfördes med hjälp av en slang efter filtret i loopen för att det skulle representera det vatten som pumpades till reaktorn. Svartvattenet analyserades kontinuerligt på Sjöstadsverket för bestämning av halter av COD, totalkväve (N-tot) och totalfosfor (P-tot) samt torrsustanshalt (TS) och dess oorganiska andel (GR=glödrest). Matavfallet analyserades med avseende på samma parametrar. Detta prov pumpades ut från

tanken via en slang och mixades sedan med stavmixer för att homogeniseras innan analyser utfördes. Vid påfyllning av tankarna med svartvatten och matavfall, skickades prover även in till laboratoriet på Torsgatan för analys. Där analyserades COD, TS, GR, Kjeldahlkväve (Kj-N), nitratkväve (NO₃-N), totalkväve (TNb), P-tot, kalium (K), zink (Zn), bly (Pb), kobolt (Co), koppar (Cu), mangan (Mn), kadmium (Cd), nickel (Ni) och krom (Cr). Totalt analyserades de båda substraten ungefär en gång i veckan för att kunna följa eventuella förändringar i sammansättning över tiden. Ytterligare en orsak till att analyser skedde relativt ofta var att materialen var svåra att hantera och att få homogena. Ett större antal prov gav därmed större säkerhet åt resultaten. Svartvattnet analyserades även vid ett tillfälle med avseende på de fekala indikatorbakterierna, *E. coli* och fekala enterokocker, på Torsgatans recipientlaboratorium. Det är svårt att analysera patogena mikroorganismer och det är därför vanligt att istället undersöka förekomsten av indikatororganismer (Berg och Gruvberger, 1999). Om fekala indikatorbakterier kan påvisas innebär det att även sjukdomsalstrande tarmmikroorganismer kan vara närvarande (Norin, 1996). Dessa prov togs i steril glasflaska. Analyser av fekala indikatorbakterier utfördes inte på matavfallet, eftersom det inte antogs innehålla avloppsbakterier, då det härstammar från köksverksamhet.

Reaktorprovtagning skedde från en kran som satt 0,7 meter upp på reaktorn. För att tömma röret till kranen och få ett aktuellt prov togs först en viss volym ut som sedan återfördes till reaktorn. I början samt i slutet av försöksperioden skickades ett reaktorprov in till Torsgatan för analys av TS, GR, NO₃-N och Kj-N. Ytterligare analyser som utfördes på huvudkontoret var halter av Zn, Pb, Co, Cu, Mn, Cd, Ni, Cr, K och P-tot. På Sjöstadverket analyserades reaktorslammet två gånger i veckan med avseende på TS-halt och andel GR. Analyser av COD utfördes två gånger i veckan i slutet av försöksperioden för att studera accumulation av organiskt material och tillväxt i reaktorn. pH och VFA-halt mättes varje dag under hela försöksperioden för att få en indikation på om belastningen var lagom hög. TS-halten mättes för att kunna studera tillväxten i slamm. Det är ett överskådligt sätt att kontrollera om biomassa byggs upp eller försvinner (Carlsson, 2005).

Den dagliga mätningen av den ackumulerade gasvolymen ut från reaktorn gjordes till en början med en Gallus 2000, som kopplades på utloppsslangen från reaktorns topp. Denna mätare gav för litet utslag, eftersom den antagligen inte klarar så låga gasflöden. Försök gjordes därför med gasballonger för att mer exakt kunna mäta gasproduktionen under en viss tid. Tanken var att erhålla data över hur gasproduktionen avklingade efter tillsats av matavfall och därmed uppskatta ett medelflöde för dagen. Eftersom gasproduktionen visade sig vara oregelbunden och variera kraftigt efter tillsats av COD (se bilaga 5), kändes det opålitligt att utföra mätningarna på det sättet. Det ansågs vara säkrare att mäta gasproduktionen kontinuerligt med en Schlumbergermätare (se figur 5.2). För att kontrollera så att den klarade det låga flödet kopplades en gasballong på efter mätaren och undersökningar gjordes om registrerad volym motsvarade volymen i påsen. Tre mätningar gjordes på detta sätt och samtliga visade endast minimala avvikelser mellan uppmätta volymer. Schlumbergermätaren användes därför under resterande del av försöksperioden.



Figur 5.2. Schlumbergermätare

På slangen som gick till den kontinuerligt inkopplade gasmätaren fanns en påkopplad mindre slang för uttag av gas för gashaltmätning. Halter av metan (CH₄), koldioxid (CO₂), syre (O₂) och svavelväte (H₂S) mättes varje dag med en gashaltmätare. Vid ett tillfälle skickades ett

stickprov på gas till AnoxKaldnes AB för analys av gashalt. Anledningen till detta var att kontrollera Sjöstadsverkets gashaltsmätare, med vilken mätning för jämförelse gjordes direkt efter provtagningen till AnoxKaldnes AB.

Försök utfördes vid ett tillfälle att detektera gas som eventuellt följt med permeatet ut från bioreaktorn. Detta gjordes genom att täta toppen på provtagningsdunken med parafilm och låta provtagningsslangen och gashaltsmätaren gå genom denna så att mätning på gas kunde göras direkt i dunken.

En läcksökning utfördes också med hjälp av läcksökningsspray runt reaktorn samt vid alla kopplingar mellan slangar, för att detektera eventuellt försvinnande gas.

Provtagningen på VSEP-permeatet skedde genom att en slangpump kopplades på slangen med utgående permeat. Den timerstyrda pumpen pumpade med jämna mellanrum, för att få ett prov som representerade hela dygnet. Permeatet som togs ut samlades upp i en dunk som stod i en kylväska med isklampar. Varje morgon togs ett dygnsprov från föregående dygn, som konserverades med saltsyra och skickades till Torsgatan en gång i veckan. Där slogs proven ihop till ett gemensamt veckoprov som analyserades med avseende på COD, N-tot, NO₃-N, NH₄-N och Kj-N. Ett dygnsprov för tisdagsdygnet skickades också in varje vecka för analys av de ovan nämnda parametrarna samt för fosfatfosfor (PO₄-P). På Sjöstadsverket utfördes analyser två gånger i veckan på total mängd suspenderat material (TSS) och den organiska delen av detta (VSS) räknades fram. Mängd TSS analyserades i permeatet för att kontrollera så att ingen skada uppstått på membranen, vilka normalt inte kan släppa igenom något suspenderat material. Även analyserer av COD, N-tot, NO₃-N, NH₄-N, P-tot och PO₄-P utfördes. I slutet av försöksperioden mättes COD varje dag. I samband med RO-körningen analyserades VSEP-permeatet även med avseende på fekala indikatororganismer på Torsgatan.

5.1.2 Underhåll

Tankarna för svartvatten och matavfall krävde inget särskilt underhåll förutom tömning innan nytt substrat fylldes på. Filtret som var placerat i loopen efter svartvattentanken krävde till en början endast tömning varannan vecka, men då den sista lasten med svartvatten kom, visade det sig att det satte igen snabbt och behövde ibland tömmas tre gånger om dagen. Slangpumpen som pumpade svartvatten från loopen smordes med silikonspray två gånger i veckan.

VSEP-enheten krävde mest underhåll. Niplarna vid motorn smordes två gånger i veckan med smörjfett. Filterkorgen som sitter monterad före matarpumpen tömdes dagligen till en början men med tiden behövde den tömmas allt oftare (minst tre gånger dagligen).

Membrantvätt genomfördes om trycket på membranen blev för högt. Att trycket stiger trots att permeatflödet hålls konstant beror på fouling, reversibel eller irreversibel (se kap. 2.2.1.3). Tvätt bör utföras då trycket, vid konstant flöde, höjts med 20–30 % (Carlsson, 2005). Under försöksperioden genomfördes sammanlagt tio tvättar, oftast i samband med att VSEP-anläggningen stått stilla och fått beläggningar på membranen, eller i förebyggande syfte innan den skulle stå stilla. Hur tvätt av membranen går till beskrivs i bilaga 6.

Varje dag tömdes dunken som fyllts med permeat från föregående dag och en ny sattes på plats efter att kylklamparna bytts.

5.1.3 Driftsproblem

I slutet av försöksperioden återkom momentet att tömma filtret efter svartvattentanken allt oftare. Filterkorgen, som rymmer ungefär två liter, var ibland halvfull och kunde utöver avföring även innehålla hushållspapper. Problem uppkom då filterkorgen blev full eftersom trycket i rören då ökade. Detta medförde att en tryckvakt utlöstes då två bar nåts och därmed stängdes excenterskruvpumpen som pumpade svartvatten fram till filtret. En stor risk för igensättning i slangpumpen och slangen mellan denna och reaktorn, uppstod då excenterskruvpumpen stängde sig. Orsaken var att slangpumpen då sög ofiltrerat vatten direkt från svartvattentanken, eftersom vägen via filtret blockerades av den avstängda pumpen. (se figur 4.1) Det blev dock aldrig stopp i slangen trots att pumpen flera gånger pumpade ofiltrerat vatten. Belastningen av COD blev svårbestämd då pumpen matat reaktorn med ofiltrerat svartvatten, eftersom dess COD-halt ej bestämts. Efter rensning av filtret kunde tryckvakten återställas och excenterskruvpumpen startas om.

Den 4:e juni sjönk nivån i svartvattentanken under omrörarens nivå. Detta innebar att en sedimentation kan ha skett och att endast vätskefasen tillfördes reaktorn då uttaget sitter på 0,8 meters höjd. Problemet upptäcktes den 11:e juni. Nivån den dagen var så låg att den understeg uttagets höjd. Från måndagen den 13:e juni och fram till påfyllningen av svartvatten den 16:e juni tillfördes därför hela mängden COD i form av matavfall.

Ett annat filter som ställde till med problem var filterkorgen före VSEP-anläggningens matarpump. Allt eftersom torrsustanshalten i reaktorn steg, satte den igen allt oftare. Ofta förekom stora mängder grishår i filtrets hål, vilket berodde på att ympen kom från en rötningsanläggning för bland annat slakteriavfall. Det krävdes att filtret tömdes då det satte igen, för annars blev flödet till matarpumpen för lågt. Om flödet blev för lågt innebar det att den gick upp i frekvens för att förse membranen med vatten, så rätt permeatflöde kunde uppnås. Detta ledde ofta till att VSEP-enheten stängde av sig då larmgränsen för högsta frekvens på pumpen, eller för lägsta tillåtna permeatflöde nåddes. De sista två veckorna stängde den av sig varje natt, vilket medförde att svartvattentillförseln, som beror av uttaget från reaktorn, ströps för tidigt. För att nå önskad tillförd organisk halt, ersattes det förlorade svartvattnet med motsvarande mängd matavfall, vilket innebar att proportionerna av substraten inte stämde under flera dygn.

Ett flertal ventiler på VSEP-enheten har under försökets gång slutat fungera, vilket medfört driftstörningar och att anläggningen fått stå stilla till problemen åtgärdats. Recirkuleringen av permeat skedde till en början genom att en slang kopplades från utloppspunkten för permeat till slangen som återförde koncentrat till reaktorn. Detta medförde dock problem eftersom reaktorslam läckte in i permeatslangen bakvägen, genom en dålig backventil, vilket störde provtagningen. Slangen för återföring av permeat drogs då istället till reaktorn, där den lades i tratten så permeatet kunde rinna utan att påverkas av trycket från reaktorn, vilket löste problemet.

5.2 Drift av omvänd osmos-enhet

Två satsvisa körningar av den omvända osmos-anläggningen utfördes. Innan varje körning kunde påbörjas tvättades RO-enheten (se bilaga 7 för hur tvätten utfördes). Även två uppsamlingskärl för permeat respektive koncentrat på vardera 200 liter tvättades innan körningarna.

Innan körningarna påbörjades, samlades 180 liter permeat från VSEP-anläggningen upp i ett kärl. Före start fick permeatet recirkuleras genom anläggningen under flera timmar, i det aktuella fallet under natten samt med hela volymen innan körning, för att kontrollera att kapaciteten inte försämrades. Om flödesmätningarna skiljer sig väsentligt med tiden under recirkuleringen, kan det tyda på att membranet inte klarar vattnet och sätter igen (Bjurhem, 2005). Recirkulationen skedde genom att både permeat och koncentrat separerades genom membranet och sedan återfördes till samma kärl. Anläggningen kördes vid ett tryck på 50 bar och en konstant temperatur på 25°C med hjälp av en termostat.

Vid uppkoncentreringen fördes slangen med permeat över till det tomma kärlet och uppsamling av detta påbörjades. Se figur 5.3 och 5.4 för uppsamling av permeat respektive koncentrat. Kapaciteten på membranet sjönk succesivt under koncentreringen. Enligt Bjurhem (2005) är uppkoncentreringen färdig när permeatflödet har sänkts tills det kan anses vara obetydligt.



Figur 5.3. Uppsamling av permeat.



Figur 5.4. Uppsamling av koncentrat.

Det uppsamlade permeatet från VSEP-anläggningen hade ett pH-värde på ungefär 7,9 (medelvärde av fyra mätningar i anslutning till RO-körningen). För att undvika ammoniakavgång och därmed få missvisande reduktionsvärden användes saltsyra i den andra körningen för att sänka pH-värdet på permeatet till ungefär fem.

5.2.1 Provtagning och analys

Flödet mättes genom att manuellt samla upp permeatet från RO-enheten under en minut och läsa av volymen. Det första flödes- och konduktivetsprovet togs när recirkulationen startades. När recirkulationen pågått under natten mättes flödet och konduktiviteten på både permeat och koncentrat och jämfördes med värden från dagen före. Nästa flödes- och konduktivetsmätning utfördes precis innan uppkoncentreringen startades. Dessa mätningar utfördes för att kontrollera att processen fortskred som önskat och att membranet var intakt. Innan igångkörningen togs ett samlingsprov från kärlet på VSEP-permeatet för analys på Sjöstadverket och Torsgatan. Därefter utfördes mätningar med jämna mellanrum tills permeatflödet ansågs vara obetydligt och uppkoncentreringen var klar. Slutligen togs ett samlingsprov på RO-permeatet från kärlet för analys på Sjöstadverket och Torsgatan med avseende på samma parametrar som VSEP-permeatet. De båda permeaten skickades även in till Torsgatan för analys på Zn, Pb, Co, Cu, Mn, Cd, Ni, Cr, K och P-tot. På recipientlaboratoriet på Torsgatan analyserades proven med avseende på fekala indikatorbakterier. Även ett prov på koncentratet togs i det andra försöket för analys på

Sjöstadsverket med avseende på samma parametrar som permeatet. Provet analyserades även med avseende på TS-halt men inte på N-tot då en alltför hög spädning av provet skulle krävas.

5.2.2 Underhåll

Före varje körning tvättades RO-anläggningen. Även de två kärnen som användes för uppsamling av permeat respektive koncentrat behövde tvättas för att inte påverka resultatet.

5.2.3 Driftsproblem

RO-körningen innebar inga driftsproblem med anläggningen.

6 Resultat

6.1 Analysresultat från anläggningens olika steg

6.1.1 Svartvattentanken

Svartvattentanken fylldes på totalt tre gånger under försöksperioden. Analysresultat på det spädda svartvattnet från Sjöstadsverket och Torsgatan redovisas i tabell 6.1 och 6.2. Det är viktigt att observera att svartvattnet vid den sista påfyllningen inte kunde spädas till önskad grad och analysresultaten kan därför inte jämföras med tidigare värden.

Tabell 6.1. Resultat av analyser på svartvatten efter spädning från Sjöstadsverket samt Torsgatan.

	Sjöstadsverket	Torsgatan	Sjöstadsverket	Torsgatan	Sjöstadsverket
Parameter	Svartvatten ¹ (2/5 – 13/6)	Svartvatten ¹ (2/5 – 13/6)	Svartvatten ² (17/6 – 27/6)	Svartvatten ² (17/6 – 27/6)	Svartvatten ³ (29/6 – 12/7)
TS (%)	0,14	0,15	0,17	0,24	0,27
VS (% av TS)	38	34	42	42	49
COD _{tot} (mg/l)	1 160	1 250	1 370	2 400	2 510
P-tot (mg/l)	41	42	30	42	60
NO ₃ -N ⁴ (mg/l)		<0,5			
N-tot ⁵ (mg/l)	380		590		730
TNb ⁵ (mg/l)		410		640	
Kj-N ⁵ (mg/l)		420		660	
K (mg/l)		130		230	

¹ Analysvärdena redovisas som medelvärden vardera baserade på två analystillfällen förutom NO₃ som är från en mätning.

² Analysvärdena är baserade på ett analystillfälle. Inget mätvärde för NO₃ har redovisats från Torsgatan.

³ Analysvärdena är medelvärden baserade på tre analystillfällen. Inga analyser utfördes på Torsgatan under denna period då det var semestertider.

⁴ I nitratanalysen ingår förutom nitrat även nitrit (Jonsson, 2005).

⁵ Totalkväveanalysen (N-tot) på Sjöstadsverket är jämförbar med värden på totalkväve (TNb) och Kjeldahlkväve (Kj-N), vilka mättes på Torsgatan. I Kjeldahlkväve ingår inte nitrat och nitrit men då de kan antas vara försumbara i det här fallet kan analysen jämföras med totalkväve (Naturvårdsverket, 1995).

Tabell 6.2. Metallinnehåll per kilo fosfor i spädd svartvatten.

	Zn/P	Pb/P	Co/P	Cd/P	Ni/P	Mn/P	Cr/P	Cu/P
Svartvatten (2/5-13/6) (g/kg)	4,6	<1,2	<0,48	0,0048	<0,48	1,4	<2,4	0,72
Svartvatten (17/6-27/6) (g/kg)	11	<1,4	<0,56	0,0083	1,0	2,3	<0,56	1,7

Värdena från Sjöstadsverket och Torsgatan på det första svartvattnet stämmer genomgående bra överens.

Metallinnehållet per kilo fosfor är högre vid den andra påfyllningen med undantag för krom.

Vid den tredje påfyllningen utfördes enbart analyser på Sjöstadverket. Värdena var i samtliga fall högre än vid de två andra analysomgångarna.

En jämförelse av närings- och metallinnehåll gjordes mellan det använda svartvattnet och schablonvärden från URWARE programmet för att se hur väl innehållet stämmer överens med det förväntade. Förväntade värden visade sig vara nästan genomgående högre än uppmätta (se bilaga 8).

pH-värdet på svartvattnet mättes totalt fyra gånger under försöksperioden och medelvärdet från dessa mätningar blev 7,7. De uppmätta pH-värdena varierade relativt lite mellan mättillfällena vilket var anledningen till att det inte mättes oftare.

Ett svartvattenprov från den sista spädningen togs ut den 12:e juli och skickades in till recipientlaboratoriet på Torsgatan för analys av fekala indikatorbakterier. Enligt analyserna innehöll vattnet 46 000 *E. coli* per 100 ml och 120 000 fekala enterokocker per 100 ml.

6.1.2 Matavfallstanken

Matavfallstanken fylldes på två gånger under försöksperioden och späddes med vatten till önskad konsistens. I tabell 6.3 redovisas analysresultaten från Sjöstadverket respektive Torsgatan.

Tabell 6.3. Resultat av analyser på matavfall efter spädning, från Sjöstadverket samt Torsgatan.

	Sjöstadverket	Torsgatan	Sjöstadverket	Torsgatan
Parameter	Matavfall ¹ (2/5 – 13/6)	Matavfall ¹ (2/5 – 13/6)	Matavfall ² (15/6 – 12/7)	Matavfall ² (15/6 – 12/7)
TS (%)	4,2	4,2	7,8	7,9
VS (% av TS)	89	89	91	92
COD _{tot} (mg/l)	66 860	81 500	141 540	99 000
P-tot (mg/l)	302	335	481	480
NO ₃ ³ (mg/l)		<0,5		
N-tot ⁴ (mg/l)	2 600		3 460	
TNb ⁴ (mg/l)		2 200		2 300
Kj-N ⁴ (mg/l)		2 250		2 500
K (mg/l)		810		1 100

¹ Analysvärdena är medelvärden från två analystillfällen.

² Analysvärdena för TS, VS och COD är medelvärden från fem analystillfällen, N-tot och P-tot är medelvärden från fyra analystillfällen på Sjöstadverket. Analysvärdena från Torsgatan är från ett analystillfälle.

³ I nitratanalysen ingår förutom nitrat även nitrit (Jonsson, 2005).

⁴ Totalkväveanalysen (N-tot) på Sjöstadverket jämfördes med värden på totalkväve (TNb) och Kjeldahlkväve (Kj-N), vilka mättes på Torsgatan. I Kjeldahlkväve ingår inte nitrat och nitrit men då den analyserade nitrathalten visat sig vara mycket låg i förhållande till totalkväve kan dessa försummas och Kjeldahlkväve därmed jämföras med totalkväve.

Tabell 6.4. Metallinnehåll per kilo fosfor i spätt matavfall.

	Zn/P	Pb/P	Co/P	Cd/P	Ni/P	Mn/P	Cr/P	Cu/P
Matavfall (2/5-13/6) (g/kg)	9,4	<0,16	<0,089	0,016	0,39	4,9	<0,34	2,0
Matavfall (15/6-12/7) (g/kg)	8,9	<0,10	<0,042	0,015	0,23	4,6	0,33	2,1

Vid jämförelse av analysvärden från de respektive laboratorierna för den första påfyllningen stämde värdena ganska bra överens.

Vid matavfallsanalyserna från den andra påfyllningen var skillnaden mellan värdena från Sjöstadverket och Torsgatan större.

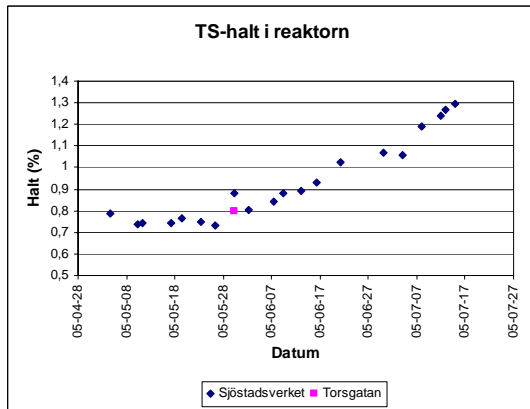
En jämförelse av närings- och metallinnehåll gjordes mellan det använda matavfallet och schablonvärden från URWARE programmet för att se hur väl innehållet stämmer överens med det förväntade. I samtliga fall visade sig de uppmätta halterna vara lägre än de förväntade (se bilaga 8).

pH-värdet på matavfallet mättes fyra gånger under försöksperioden och medelvärdet från dessa mätningar blev 4,3. De uppmätta pH-värdena varierade relativt lite mellan mättillfällena vilket var anledningen till att det inte mättes oftare.

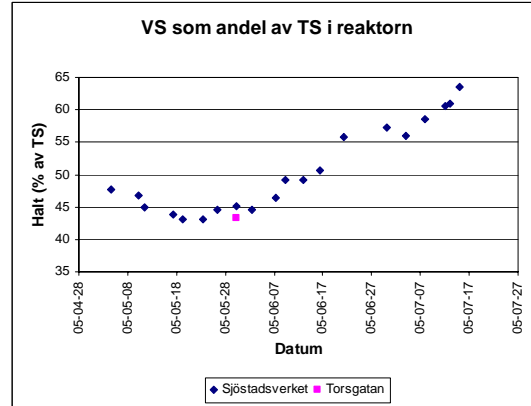
6.1.3 Bioreaktorn

Varje dag under försöksperioden mättes pH-värde respektive VFA-halt på reaktorslammet för att få en uppfattning om bakteriernas tillstånd och om COD-belastningen kunde ökas. pH låg mestadels runt sju och sjönk aldrig ner under 6.5 (se bilaga 9) under försöksperioden vilket innebar att det under denna period aldrig var aktuellt med tillsats av lut för att höja pH. VFA-halten varierade lite beroende på mängd tillsatt COD, men låg oftast runt 150 mg/l (se bilaga 9) och det var enbart vid ett fåtal tillfällen som VFA-halten steg över 200 mg/l och tillsats av COD fick avbrytas.

Analyser av torrsubstans och dess oorganiska andel i reaktorslammet utfördes ungefär två gånger i veckan på Sjöstadverket. Den organiska andelen, VS, räknades sedan ut. Den första mätningen utfördes samma dag (4:e maj) som ympen från Helsingborg tillfördes reaktorn. Sista mätningen utfördes sista dagen på försöksperioden (15:e juli) (se figur 6.1 och 6.2).



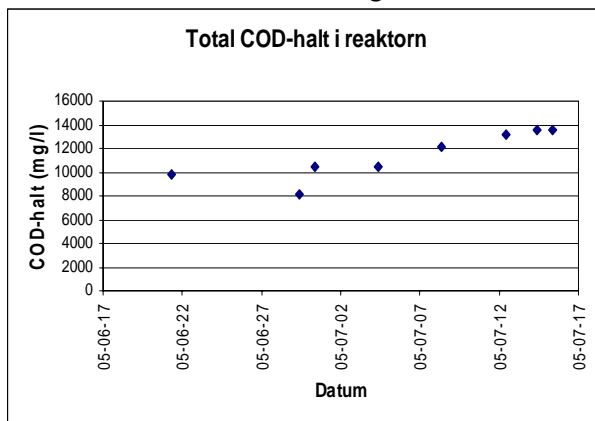
Figur 6.1. TS-halt i reaktorn som funktion av tiden.



Figur 6.2. VS som andel av TS i reaktorn som funktion av tiden.

I graferna syns att torrsubstanshalten till en början låg relativt konstant för att sedan kontinuerligt öka. VS som andel av TS sjönk till en början för att sedan kontinuerligt öka liksom TS-halten.

Total COD-halt på reaktorslammet mättes under den sista delen av försöksperioden för att se om det skedde en ackumulering av COD i slammet. (Se figur 6.3)



Figur 6.3. Total COD-halt i reaktorn.

Grafen visar att COD-halten i reaktorn ökar kontinuerligt med tiden.

Två prov på reaktorslammet, i början respektive slutet av försöksperioden, skickades in till Torsgatan för metallanalys samt analys av kalium och totalfosfor. Resultatet från metallanalysen redovisas nedan i tabell 6.5. Fosforhalterna analyserades till 150 respektive 210 mg/l vid de båda analystillfällena. Motsvarande kaliumhalter analyserades till 150 och 220 mg/l.

Tabell 6.5. Metallhalter i reaktorn i början respektive slutet av försöksperioden.

Parameter	Halt (30/5)	Halt (13/7)
Zn (µg/l)	4 700	8 700
Pb (µg/l)	<50	<50
Co (µg/l)	37	49
Cd (µg/l)	<5	<5
Ni (µg/l)	760	1 500
Mn (µg/l)	2 900	3 400
Cr (µg/l)	1 100	2 200
Cu (µg/l)	560	1 200

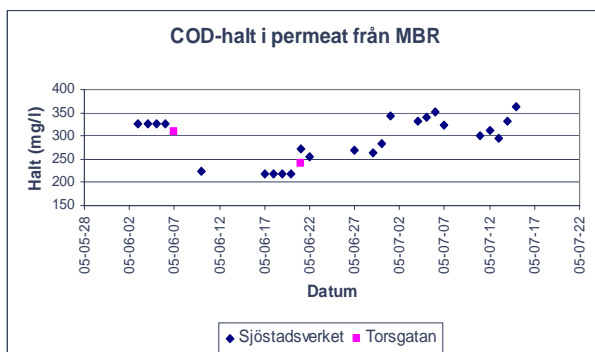
Tabellen visar att en ackumulering av metaller skett i reaktorslammet under försöksperioden.

Inga analyser på bakterier utfördes men man kan anta att de finns eftersom analysen på svartvattnet påvisar närvaro av bakterier.

För att se vilken aktivitet slammet som tillfördes reaktorn på Sjöstadverket hade utfördes ett aktivitetstest på ett slamprov från röt-kammaren i Helsingborg varifrån det härstammade. Den anaeroba aktiviteten i slammet undersöktes vid 20-21°C mellan den 4:e maj och den 28:e juni 2005. Resultatet från testet visade att aktiviteten hos slammet var låg vid den för försöket aktuella temperaturen (se bilaga 10) vilket troligen beror på att det precis hade varit i en reaktor med högre temperatur. Enligt Olsson (2005a) kommer slammet troligen att anpassa sig med tiden och även nedbrytningshastigheten kommer att öka.

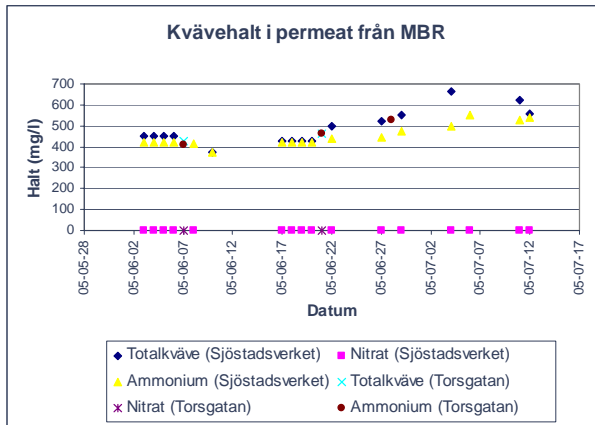
6.1.4 VSEP-enheten

En sammanställning gjordes över värden på utgående vatten från membranbioreaktorn, det vill säga efter VSEP-enheten. Halter som analyserades på Sjöstadverket under juni och juli månad jämfördes med värden från de på Torsgatan analyserade dygnsproven. Då permeat från en helg analyserats har förenklingen gjorts att halten under de aktuella dagarna ansetts vara konstant. Resultat från mätningar före den 2:a juni redovisas ej eftersom de inte anses vara pålitliga då reaktorslam läckt in i provtagningsslangen på grund av en trasig backventil. Resultaten syns i figur 6.4 – 6.6 nedan.

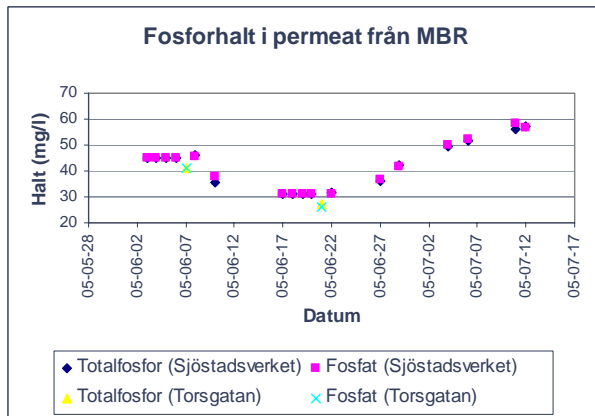


Figur 6.4. COD-halt i utgående vatten från membranbioreaktorn.

Den organiska halten i form av COD visade sig variera i utgående permeat från VSEP-enheten. Värdena från de båda laboratorierna stämmer bra överens med varandra och en trend med stigande COD-halter kan urskiljas en tid efter påfyllningen den 16:e juni och eventuellt även ytterligare efter påfyllningen den 28:e juni. De tidigare låga halterna sammanfaller med perioden då svartvattennivån låg under omrörarens placering i tanken utan att detta upptäckts (4:e juni – 11:e juni).



Figur 6.5. Kvävehalt i utgående vatten från membranbioreaktorn.



Figur 6.6. Fosforhalt i utgående vatten från membranbioreaktorn.

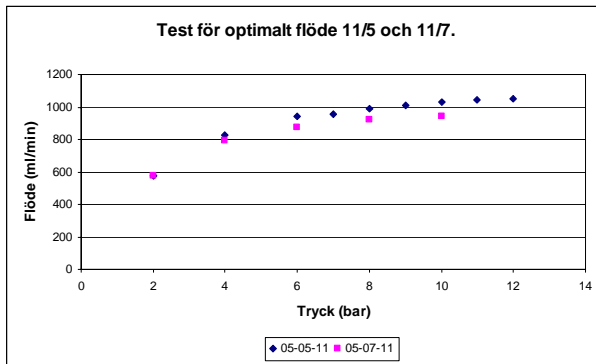
Den totala halten av kväve i utgående vatten från VSEP-enheten har visat sig öka med tiden. Till största delen förekom kvävet i form av ammonium. En konstant höjning kan observeras fram tills dess att COD-belastningen stagnerade, med undantag för en nedgång i ammoniumhalt i samband med att svartvattennivån sjunkit nedanför omröraren.

Det uppvisades att i stort sett all fosfor som återfanns i permeatet från membranbioreaktorn, fanns i form av fosfat. Resultaten från Torsgatan följer Sjöstadsverkets, även om de visat sig vara något lägre. Halterna blev lägre då svartvattennivån låg under omrörarens nivå och steg efter påfyllningen av svartvatten och matavfall den 16:e juni. Inför den sista påfyllningen av svartvatten den 28:e juni hade en trend med stigande halter börjat visa sig och denna fortsatte efter påfyllning. En antydning till utplaning kan observeras i slutet av perioden då belastningen hölls konstant på 2 kg COD per dygn.

Halterna av totalfosfor och kalium analyserades på Torsgatans laboratorium i samband med RO-körningen den 13:e juli och resultatet blev 50 mg/l respektive 200 mg/l.

Som tidigare nämnts analyserades halten av suspenderad substans i permeatet från membranbioreaktorn. Det påvisades emellanåt att något fastnat på filtret som användes vid analyserna, men ibland blev resultatet ingen suspenderad substans alls. Observationer gjordes vid några tillfällen av partiklar på filtret, vilka troligtvis kom från påvisade avlagringar i permeatslangen eller från skräp i permeatdunken och därmed inte bör ingå i analysresultatet. Under perioden då reaktorslam läckte in i permeatslangen, var vattnet mycket grumligt och gav höga värden på suspenderat material.

Fluxet över membranstacken i VSEP-anläggningen var under försöket i medeltal 21 l/(h*m²) då medelflödet var 570 ml/min, vilket motsvarar 34 l/h. Resultaten från de båda testen, som utfördes för att kontrollera vilket flöde som var optimalt respektive maximalt för anläggningen, visade att membranens kapacitet minskat något under två månaders tid (se figur 6.7).



Figur 6.7. Jämförelse av resultaten från de båda genomförda testen för optimalt flöde.

Halter av olika metaller analyserades också på Torsgatan i samband med RO-körningen och resultatet kan ses i tabell 6.6 nedan.

Tabell 6.6. Utgående metallhalter från VSEP-enheten inför körningen med omvänd osmos den 13/7.

Parameter	Halt
Ag (µg/l)	<0,02
Fe (µg/l)	86
Hg (µg/l)	<0,02
Cd (µg/l)	<0,01
Co (µg/l)	2
Cr (µg/l)	8
Cu (µg/l)	6
Mn (µg/l)	53
Ni (µg/l)	14
Pb (µg/l)	<0,1
Zn (µg/l)	4

Vid Torsgatans recipientlaboratorium mättes halterna av indikatororganismerna *E. coli* och fekala enterokocker till mindre än 100 st/100 ml respektive mindre än 10 st/100 ml i permeatet från membranbioreaktorn.

6.1.5 Omvänd osmos-enheten

Flödet och konduktiviteten mättes under RO-försöket med jämna mellanrum på utgående permeat under koncentreringsfasen, vilket redovisas nedan i tabell 6.7 och 6.8. Efter varje försök tvättades anläggningen för att återställa membranens kapacitet.

Tabell 6.7. Flödes- och konduktivitetmätningar från det första RO-försöket vid 25°C och 50 bar.

	Start av koncentreringsen, 180 liter i kärlet	90 liter kvar i kärlet	50 liter kvar i kärlet	40 liter kvar i kärlet	32 liter kvar i kärlet
Tid efter start (min)	0	60	95	105	170
Flöde (l/min)	1,7	1,5	0,55	0,32	0,060
Konduktivitet permeat ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	160	320	660	950	1 680
Konduktivitet koncentrat ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	6 800	12 600	18 880	21 500	23 900

Tabell 6.8. Flödes- och konduktivitetmätningar från det andra RO-försöket vid 25°C och 50 bar.

	Start av koncentreringsen, 180 liter i kärlet	80 liter kvar i kärlet	60 liter kvar i kärlet	9 liter kvar i kärlet	8 liter kvar i kärlet
Tid efter start (min)	0	60	75	135	155
Flöde (l/min)	1,5	1,3	1,2	0,36	0,010
Konduktivitet permeat ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	80	110	130	130	4 880
Konduktivitet koncentrat ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	8 940	19 050	23 800	89 100	108 400

Fluxet räknades ut med hjälp av flödesmätningarna och informationen att RO-enheten hade ett 2,6 m² stort membran. Ett medelflux på 21 l/(m²*h) beräknades för den första körningen och 23 l/(m²*h) för den andra.

När uppkoncentreringsen ansågs vara klar var det 32 respektive åtta liter koncentrat kvar i kärlet vid de båda körningarna. Vid beräkning av uppkoncentreringsgraden måste även hänsyn tas till den resterande volymen i slangarna. Volymen uppskattades till fyra liter. Uppkoncentreringsgraden för det första försöket blev fem gånger (VRF 5). Det andra försöket gav en betydligt högre uppkoncentreringsgrad, nämligen 15 gånger (VRF 15).

De båda permeaten samt koncentratet från det andra försöket analyserades på Sjästadverket med avseende på organisk halt samt näringsinnehåll. I tabell 6.9 har analysvärdena på permeaten och koncentratet sammanställts. Den totala mängden i uppsamlat permeat och koncentrat från VSEP- och RO-anläggningen har angetts eftersom volymerna inte är samma och det därför inte går att jämföra halter.

Tabell 6.9. Analysvärden från de båda RO-körningarna från Sjöstadsverket.

Parameter	Uppsamlat permeat från VSEP (6-7 juli)	RO-permeat (7 juli)	Uppsamlat permeat från VSEP (11-12 juli) efter tillsats av saltsyra till pH 5	RO-permeat (12 juli)	RO-koncentrat (12 juli)
COD _{tot} (g)	62	0	76	0	210 ⁴
N-tot (g)	183 ¹	<2,9 ²	106 ³	<3,4 ²	Ej analyserat
NO ₃ -N (g)	0,38	0	0,38	0	0,42 ⁴
NH ₄ -N (g)	104 ¹	0,16	110 ³	0	123 ⁴
P-tot (g)	9,5	0,01	9,5	0,04	7,2
PO ₄ -P (g)	9,5	0,01	9,6	0,041	7,2

¹ Den uppmätta halten av N-tot var vid detta mättillfälle den högsta som mätts upp i VSEP-permeatet under försöksperioden, vilket kan förklara den stora skillnaden mellan halterna av N-tot och ammonium. Halten är troligtvis felaktigt analyserad.

² För halten av N-tot hamnade analysresultatet i båda fallen under mätområdet. Gränsen för mätområdet är 20 mg/l. För att vara på den säkra sidan användes 20 mg/l vid beräkningarna.

³ Ammoniummängden överstiger den totala kvävemängden, vilket är orimligt och kan bero på mätfel.

⁴ I samtliga fall är kvävemängderna och COD-innehållet i koncentratet större än ingående mängder, vilket är orimligt.

Massbalanserna visade sig inte stämma då de totala mängderna näringsämnen som fördes in i anläggningen för omvänd osmos jämfördes med de utgående mängderna, vilket tydligt ses i tabell 6.9.

TS-halten uppmättes till 6,1 %. Kaliumhalten i koncentratet från den andra körningen beräknades enligt nedan beskrivna metod till 3 000 mg/l. På samma sätt beräknades halten av totalkväve till 8 600 mg/l. Totalfosforhalten i RO-koncentratet från den andra omgången uppmättes 600 mg/l.

Metallinnehållet i permeatet från den andra RO-körningen analyserades på Torsgatan. Motsvarande innehåll i koncentratet beräknades med utgångspunkt i de analyserade halterna i det ingående vattnet samt de uppmätta volymerna. Beräkningen utfördes genom att anta att hela mängden metaller som inte återfanns i RO-permeatet befann sig i koncentratet. I de fall då halten visat sig vara under detektionsgränsen för analysutrustningen användes detektionsgränsen på VSEP-permeat vid beräkning för att inte underskatta den ingående mängden metall. Då de analyserade halterna i RO-permeatet var under detektionsgränsen antogs att all metall återfanns i koncentratet, vilket ger ett resultat med sämsta möjliga koncentratkvalitet. Silverhalten visade sig vara högre efter RO-anläggningen än vad den var före, så denna har inte kunnat beräknas i koncentratet. Resterande beräknade metallhalter i koncentratet redovisas i tabell 6.10.

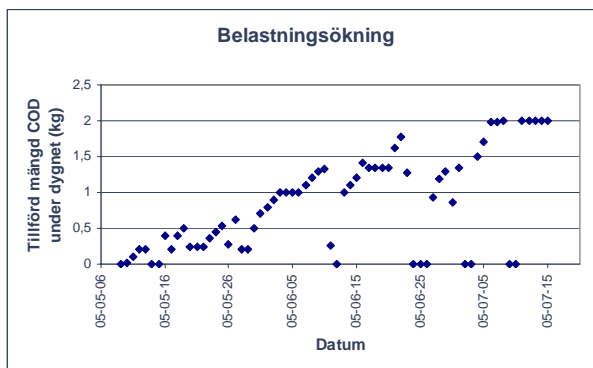
Tabell 6.10. Metallhalter i permeat respektive koncentrat från den andra RO-körningen.

Parameter	Halt i permeatet (13/7)	Halt (beräknad) i koncentratet (13/7)
Zn (µg/l)	4	4
Pb (µg/l)	<0,1	<1,5
Co (µg/l)	<0,1	30
Cd (µg/l)	<0,01	<0,15
Ni (µg/l)	1	195
Mn (µg/l)	<1	795
Cr (µg/l)	0,1	119
Cu (µg/l)	2	62
Fe (µg/l)	4	1 234
Ag (µg/l)	0,04	
Hg (µg/l)	<0,02	<0,3

Ett prov på RO-permeatet togs den 12:e juli och skickades in till recipientlaboratoriet på Torsgatan för analys av fekala indikatorbakterier. Enligt analyserna innehöll vattnet mindre än 100 stycken *E. coli* per 100 ml och mindre än 10 stycken fekala enterokocker per 100 ml.

När det gäller lukten på RO-koncentratet är det viktigt att den inte är för motbjudande då detta kan komma att bli aktuellt för spridning i närheten av bostäder. Den uppfattades emellertid under försöken samt under laborationer inte som störande eller speciellt stark.

6.2 Organisk belastning



Figur 6.8. Ökning av organisk belastning med tiden.

Föröksperioden. I tabell 6.11 anges sammansättningen av tillsatt COD från respektive källa i procent för den sista veckan i försöksperioden då belastningen var 2 kg COD per dygn. Detta gjordes för att se om det finns ett samband mellan gasproduktionen och från vilket substrat det organiska materialet i huvudsak härstammar.

Belastningsökningen skedde långsamt och avbröts vid flera tillfällen främst på grund diverse driftsproblem. I slutfasen nåddes belastningen 2 kg COD per dygn. Belastningen hölls därefter konstant under åtta dygn och driften utvärderades vid dessa betingelser. En kurva över belastningsökningen kan ses i figur 6.8.

Proportionerna av svartvatten och matavfall varierade kraftigt över

Tabell 6.11. Tillsatt COD i form av svartvatten och matavfall.

Datum	Tillsatt COD i form av svartvatten (%)	Tillsatt COD i form av matavfall (%)
11/7	26	74
12/7	51	49
13/7	41	59
14/7	39	61
15/7	29	71

Under försöksperioden varierade den hydrauliska uppehållstiden eftersom fokus framförallt låg på den organiska belastningen och inte på proportionerna av svartvatten och matavfall. Medeltalet för den hydrauliska uppehållstiden var under en större del av försöket mellan två och tre dygn (se bilaga 11).

6.3 Reduktioner över anläggningen

6.3.1 COD

En av membranbioreaktorns uppgifter är att bryta ner organiska ämnen. Dessa har under försökets gång mätts i form av total mängd COD. Det dagliga inflödet av COD har kontrollerats samt utgående värden från membranbioreaktorn och RO-anläggningen har mätts.

En sammanställning av reduktionen över membranbioreaktorn har gjorts för två arbetsveckor. Tiden mellan den 27/6 och den 1/7 har använts eftersom COD i utgående vatten då har mätts fyra dagar av fem. Den sista veckan mellan den 11/7 och 15/7 har också studerats i detta avseende eftersom utgående halter finns analyserade för varje dag. Den förstnämnda perioden är en vecka under fasen med ökande belastning, medan anläggningen kördes vid en belastning på 2 kilo COD per dygn under sista veckan. Valet att inte utföra beräkningen för fler perioder gjordes eftersom det inte fanns tillräckligt med mätvärden för att ett tillförlitligt medelvärde på de här veckornas utflöde skulle kunna beräknas. Bedömningen gjordes med grunden att COD-halten i utflödet från membranenheten varierar mycket från dag till dag och därmed önskades ett flertal värden jämnt utspridda över respektive vecka. Endast värden från Sjöstadsverkets laboratorium användes, eftersom det inte kändes säkert eller relevant att ta med endast ett värde från ett annat laboratorium. Den totala mängden organiskt material som passerat ut från reaktorn erhöles genom att beräkna en medelhalt under veckan i utgående vatten och multiplicera den med det totala utflödet under den aktuella tidsperioden. Resultatet redovisas i tabell 6.12.

Tabell 6.12. Sammanställning över COD reduktionen över MBR:en under två veckor.

Datum	Total mängd COD in under perioden (kg)	Total mängd COD ut under perioden (kg)	COD-reduktion (%)
27/6 – 1/7	5,6	0,37	94
11/7 - 15/7	10	0,47	95

Över RO-anläggningen sker en ytterligare reduktion av COD. De två försöken med omvänd osmos gav resultatet 100 %-ig reduktion av det organiska material som fanns kvar efter VSEP-enheten.

6.3.2 Näringsämnen

Det har varit problematiskt att beräkna reduktionen av kväve och fosfor över membranbioreaktorn. Ett försök har emellertid gjorts, men resultaten är osäkra på grund av en rad faktorer som kommer att redovisas nedan. Reduktionen har undersökts för två perioder, den första infaller efter att svartvatten- och matavfallstankarna tömts och fyllts på för andra gången (21/6 – 28/6) och den andra då svartvattentanken fyllts på ytterligare en gång (29/6 – 12/7). Valet att dela in beräkningarna efter dessa perioder gjordes eftersom de två spädningarna av svartvattnet var olika och därmed resulterade i olika halter av inflödande kväve och fosfor. Endast värden från Sjöstadsverkets laboratorium har använts för att säkerställa att analyserna utförts på samma sätt.

Det har antagits att reduktionen kan vara densamma under hela den studerade perioden, då data använts som kommit från analyser jämnt fördelade mellan början och slutet av perioden. Medelvärden har beräknats utifrån de dagar i perioden då värden för utflöde och halter i utflödet existerat. Medelhalter i inflödande svartvatten, matavfall samt utflödande permeat beräknades för båda perioderna, baserade på två till fem stycken analysresultat. Osäkerheterna i dessa medelvärden är stora då de flera gånger beräknats utifrån ett fåtal värden och man tidigare kunnat utläsa trender i förändringar av halter över tiden (se figur 6.5 och 6.6). Då matavfallet endast fylldes på en gång under de aktuella perioderna användes samma medelvärde för båda perioderna, vilket baserades på mätningar från båda perioderna. De beräknade medelvärdena för utflödet av näringsämnen från VSEP-enheten under respektive period kan antas representera ett utflöde under mitten av perioden, eftersom halterna i permeatet från membranbioreaktorn kontinuerligt ökar. Reduktionen redovisas i tabell 6.13 och 6.14.

Tabell 6.13. Sammanställning över kvävereduktionen över MBR:en under två perioder.

Datum	Mängd kväve in under studerad period (g)	Mängd kväve ut under studerad period (g)	Kvävereduktion (%)
21/6 – 28/6	1 280	1 040	19
29/6 - 12/7	2 410	1 820	25

Tabell 6.14. Sammanställning över fosforreduktionen över MBR:en under två perioder.

Datum	Mängd fosfor in under studerad period (g)	Mängd fosfor ut under studerad period (g)	Fosforreduktion (%)
21/6 – 28/6	76	69	8,6
29/6 - 12/7	210	160	26

Reduktionen av kväve och fosfor undersöktes vid de båda försöken med omvänd osmos. Vid båda tillfällena reducerades halten av kväve till under detektionsnivån för analysutrustningen. I beräkningarna har för säkerhets skull halten 20 mg/l använts, eftersom detta är den maximala halt som permeatet från omvänd osmos-enheten kan ha innehållit, vilket innebär att reduktionen som beräknats kan vara en underskattning. Trots detta blev reduktionen av kväve större än 98 % respektive 97 % för de båda försöken. Motsvarande reduktioner av fosfor blev större än 99,5%.

6.3.3 Metaller

Metallhalter i VSEP- och RO-permeat analyserades endast vid ett tillfälle som inte sammanföll med metallanalyser på svartvatten och matavfall. Detta innebär att reduktion över hela anläggningen inte kunde beräknas. Om detta hade varit möjligt hade ändå osäkerheterna

och de stora variationerna i metallhalter för substraten ändå bidragit till ett opålitligt resultat. Reduktion av total mängd metaller över omvänd osmos-anläggningen har emellertid kunnat beräknas och resultatet syns i tabell 6.15.

Tabell 6.15. Reduktion av metaller över RO-anläggningen.

Parameter	Ag	Fe	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Reduktion (%)	0 ¹	96	100 ²	100 ²	100 ²	99	69	100 ²	93	100 ²	7

¹ Halten ökade till det dubbla över RO-anläggningen, vilket ej kan förklaras.

² Metallhalten i RO-permeatet befinner sig under detektionsgränsen för analysutrustningen, varför hela mängden metall antas finnas i koncentratet.

6.3.4 Bakterier

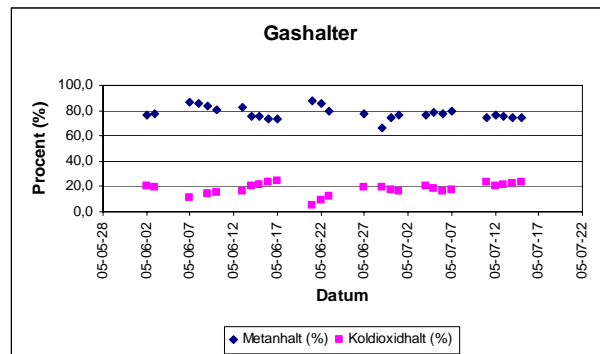
Halterna av fekala enterokocker och *E. coli* analyserades i svartvattnet, permeatet från membranbioreaktorn samt i permeatet från den omvända osmosen för att kunna beräkna reduktionsgraden över de olika reningsstegen. Resultatet blev att de fekala enterokockerna reducerades från 46 000 till mindre än 10 stycken per 100 ml över membranbioreaktorn. Motsvarande resultat för *E. coli* blev en reduktion från 120 000 till mindre än 100 stycken per 100 ml. Reduktionen för de båda indikatororganismerna blev därmed nästan 100 %. Över RO-anläggningen skedde ingen ytterligare reduktion av någon av bakterierna då halterna in och ut ur anläggningen var desamma.

6.4 Gasproduktion

Mätningar av gashalter på ett uttaget gasprov utfördes på AnoxKaldnes AB och jämfördes med mätningar utförda med Sjöstadsverkets gasmätare. De båda mätningarna stämde väldigt bra överens och därmed kan det antas att mätaren som användes vid den dagliga gashaltsmätningen är rätt kalibrerad. Varje dag mättes gashalterna av metan, koldioxid, syre och svavelväte. I figur 6.9 redovisas resultatet från mätningarna. Under alla mätningar låg halten av svavelväte på 1 147 ppm samt syrehalten konstant på 0 %.

Metanhalten ligger enligt grafen mellan 66 och 88 %. Ett medelvärde från uppmätta värden kan beräknas till 78 %. Koldioxidhalten varierar under samma mätperiod mellan 6 och 24 % med ett beräknat medelvärde på 18 %.

Biogasproduktionen visade sig variera kraftigt och oregelbundet med tiden efter COD-tillsats (se bilaga 5).



Figur 6.9. Uppmätt metanhalt och koldioxidhalt.

Under försöksperioden var det möjligt att belasta med 2 kg COD/dygn under totalt åtta dagar (6:e - 15:e juli, med undantag för helgen 10:e - 11:e juli). Ett medelvärde för det producerade metangasflödet under den här perioden beräknades till 310 l/dygn (enligt beräkningar utifrån bilaga 12). Enligt beräkningar av teoretiskt möjlig metanproduktion (se bilaga 13) borde det vid reaktorns temperatur på 24°C och en COD-belastning av 2 kg/dygn kunna bildas 724 l metan/dygn.

Vid jämförelse mellan det uppmätta medelvärdet och det teoretiskt beräknade värdet måste även hänsyn tas till den mängd COD som följer med permeatet ut samt den mängd som ackumuleras i reaktorn eftersom dessa inte reduceras till metan. Beräkningar av dessa COD-mängder redovisas nedan och omräkning till potentiellt bildad metan utförs enligt teorin att 0,38 l metan bildas per gram COD som reduceras (se bilaga 13). En viss mängd metan löser sig i permeatet och följer således med ut, vilket också tas hänsyn till vid jämförelsen.

Vid beräkning av metanförluster används data från sex dagar med belastningen 2 kg COD/dygn. Trots att mätperioden avbröts med en helg utan belastning antas ändå att de beräknade medelvärdena gäller för en sammanhängande period om sex dagar.

Under perioden med full belastning fanns endast fullständiga data över **COD-halt i permeat** samt utgående volym från fyra dagar. Ett medelvärde från dessa värden har beräknats och sedan använts vid uppskattning av total mängd COD som följt med permeatet ut under sex dagar. Den beräknade COD-mängden blev 762 g, vilket skulle motsvara 290 l metan om den hade reducerats fullständigt.

Enligt figur 6.3 påvisas att det sker en **ackumulering av COD i reaktorn**. De fem sista mätvärdena användes för att göra en linjär regression, vilket var möjligt eftersom ökningen nästan var konstant (se bilaga 14). Syftet var att få ett värde från den 6:e juli då den studerade perioden började. Med hjälp av det erhållna värdet från den 6:e juli samt det sista värdet i perioden beräknades att halten hade ökat med 3 389 mg/l. Detta motsvarar en ackumulering av 2 259 g på sex dagar då reaktorns volym var 1 120 l. Om den ackumulerade mängden COD istället hade reducerats, hade under den nämnda perioden, maximalt 859 l metan lämnat reaktorn.

Den mängd **metan som löser sig i permeatet** har teoretiskt beräknats till 21 l metan/dygn (se bilaga 13) vilket blir 126 l på sex dygn. Vid tät provtagningsdunk kunde en metanhalt på 3,5 % påvisas vilket tyder på att metan följer med permeatet ut och sedan avges till luften.

Den **teoretiskt beräknade metanbildningen** blev 4 344 l medan den **registrerade metanmängden** uppmättes till 1 858 l. Vid jämförelse mellan de båda värdena måste även hänsyn tas till de ovan uppskattade metanförlusterna. Förlusterna motsvarar följande metanflöden:

- COD som är kvar i permeatet: 290 l
- Ackumulering av COD i reaktorn: 859 l
- Teoretiskt beräknad mängd metan löst i permeatet: 126 l

Total mängd som inte kunnat spåras var 1 211 l, vilket motsvarar 28 % av den metan som teoretiskt kan bildas.

Försök gjordes för att undersöka om metangas kan läcka från systemet. Ingen metangas kunde dock påvisas.

6.5 Energibalans

Energiförbrukning för försöksanläggningen skalades upp till fullskala för att kunna studera balansen mellan förbrukad och producerad energi i form av metangas.

Loggade dygnsmedelvärden för tryck och flöde genom **VSEP-anläggningen** användes i nedanstående beräkningar. Fluxet över membranen, med en area av 1,59 m², blev 21 l/(h*m²)

då medelflödet var 34 l/h. Vid uppskalning till en fullskalanläggning med membranarean 110 m² (Bergström, 2005) erhålls flödet 2,3 m³/h. Vid denna typ av anläggning krävs effekten 8 kW för vibration (Bergström, 2005), ur vilket energiåtgången 3,4 kWh/m³ kunde beräknas. Det loggade medelvärdet för matartrycket under försöksperioden var ungefär 3 bar. Enligt Bergström (2005) krävs en energiåtgång på 0,25 kWh/m³ för att uppnå detta tryck. Totalt blev energiåtgången 3,7 kWh/m³.

När det gäller anläggningar för *omvänd osmos* så brukar de enligt Bergström *et al.* (2002) ha en energiförbrukning på ungefär 5 kWh/m³ i full skala då vatten som har liknande egenskaper som det studerade behandlas. Detta värde utgås därför ifrån vid beräkning av total energiförbrukning.

Den producerade biogasen innehåller energirik *metan*. I försöksanläggningen var medelproduktionen av metangas 13 l/h vid full belastning, vilket tidigare nämnts. Energiinnehållet i metangas är 831,6 kJ/mol metan (Elovsson och Alvarez, 1993) och ett mol metan motsvarar, enligt beräkningar med hjälp av allmänna gaslagen, en volym på 24 liter. 1 kWh motsvarar 3,6*10⁶ J vilket medför att en kubikmeter metan har ett energiinnehåll på 9,63 kWh.

Energibalansen studerades under ett dygn. Utgångspunkt i beräkningarna har varit ett flöde genom anläggningen som motsvarar VSEP-anläggningens i full skala, det vill säga 2,3 m³/h, vilket innebär ett dygnsflöde på 55,2 m³. Energiförbrukningen över VSEP- och RO-anläggningen blir då 204 kWh respektive 276 kWh. Metanproduktionen antogs vara proportionell mot flödet genom anläggningen och därmed kunde metanflödet skalas upp till fullskala. Flödet ut från en fullskalanläggning beräknades till 21 m³ metangas på ett dygn. Energivärdet i denna gas beräknades till 202 kWh genom att använda det ovan beräknade energivärdet.

Energibalansen över ett dygn med studerad drift blir därmed:

- Energiåtgång VSEP: 204 kWh
- Energiåtgång RO: 276 kWh
- Energivinst i form av metan: 202 kWh

Då energiåtgången kompenseras för den genererade energin i form av metangas blir den under ett dygn 278 kWh, vilket motsvarar 5 kWh/m³.

7 Diskussion

7.1 Osäkerheter i analyser

Skillnader mellan analysvärdena på svartvatten och matavfall vid respektive påfyllning beror förmodligen till stor del på svårigheter att ta ut och analysera ett homogent och representativt prov för varje tank.

Vid den första påfyllningen av **svartvatten** märktes skillnader i metallinnehåll mellan de båda analyserna. Den senare analysen gjordes på vatten som togs ut den 9:e juni och uppvisade nästan genomgående lägre halter än vid det tidigare mättillfället. Då svartvattennivån sjönk under omröraren den 4:e juni hade förmodligen en del av metallerna hunnit sedimentera innan provet togs ut vilket eventuellt kan förklara de lägre värdena.

Metallhalterna är, nästan genomgående, högre för den andra påfyllningen. Det kan bero på att svartvattnet inte var lika spätt som i den tidigare omgången, vilket syns om man jämför kväveinnehållet.

Vid den tredje påfyllningen av svartvattentanken utfördes enbart analyser på Sjöstadsverket. Samtliga halter var högre än vid de två andra analysomgångarna vilket kan förklaras med att vattnet i denna omgång inte var lika mycket spätt. En skillnad i konsistens märktes också vid jämförelse med tidigare påfyllningar. Vid detta påfyllningstillfälle tömdes inte hela lagringstanken i Bälunge. Enligt Ringmar (2005) är tanken i Bälunge inte utrustad med omrörare och då uttaget sitter i botten av tanken innebär detta att ett tjockare vatten erhöles, då en större andel bestod av en sedimenterad bottensats. Detta kan förklara de högre värdena. Svartvatten har tidigare visat sig ha lätt att sedimentera. Vid uppsamling av svartvatten från vakuumsystem i Kvikksund har, enligt Norin *et al.* (2000), problem med sedimentering av vattnet uppstått i uppsamlingstankarna. Problemet upptäcktes då torrsubstanshalten på uttaget vatten visade sig ligga långt under förväntad halt (Norin *et al.*, 2000). Enligt ett sedimenteringsförsök med svartvatten under 40 minuter påvisade Edström *et al.* (2001) att 38 % av COD, 6 % av totalkväve och 20 % av totalfosfor hamnade i bottensatsen.

Omröraren i Sjöstadsverkets tank kunde med fördel ha placerats under öppningen för uttag, eller i samma höjd (0,8 m) eftersom en stor mängd vätska (~6 m³) annars inte kan utnyttjas, om man vill vara säker på vattnets innehåll. Perioden då svartvattnet tillätits sedimentera i svartvattentanken, syns tydligt i graferna över innehåll i VSEP-permeat genom att nedgångar i såväl organiskt material som näringsämnen kan ses. Det är därför mycket viktigt att kraftiga omrörare finns såväl i uppsamlingstanken i Bälunge som i lagringstanken på Sjöstadsverket.

Skillnader i analysvärden gällande **matavfall** beror förmodligen, vilket tidigare nämnts, på den stora svårigheten att ta ut och analysera ett homogent och representativt prov. Ytterligare osäkerheter är att proven var tvungna att spädas 39 respektive 80 gånger för att viss analysutrustning skulle kunna användas.

Vid den andra påfyllningen av matavfallstanken skiljde sig analysvärdena mellan Sjöstadsverket och Torsgatan mer än vid första omgången. En förklaring kan vara att proven fick spädas i högre grad än vid tidigare tillfällen, eftersom matavfallet inte var lika utspätt i tanken.

Då spädningen av matavfallet är mindre i den andra omgången borde metallhalterna vara högre, vilket också stämmer för de flesta metallerna.

Den del näring som inte har reducerats genom *omvänd osmos-anläggningen* borde finnas kvar i koncentratet. I det andra försöket analyserades även detta som en extra kontroll. Koncentratet späddes tio respektive 100 gånger för att analyserna skulle kunna utföras, vilket innebar stora osäkerheter. Det faktum att massbalanserna visade sig inte stämma är ett tydligt tecken på detta (se tabell 6.7).

Silverhalten visade sig vara högre efter att VSEP-permeatet genomgått den omvända osmosen, vilket eventuellt kan ses som ett tecken på osäkerheter i metallanalysen.

7.2 Diskussion av analyserade parametrar

7.2.1 COD

Utfloppet av COD från membranbioreaktorn visade sig vara mycket ojämnt, men en trend i ökande utflödesvärden kan dock urskiljas. Ojämnheterna kan bero på att den ökande belastningen varit oregelbunden och ibland blivit helt avbruten, exempelvis under en del helger samt vid driftstopp (se figur 6.8).

Det är naturligt att den utgående organiska halten sjönk i samband med att belastningen oplanerat blev lägre då svartvattnet hade sedimenterat i tanken. COD-flödet förblev emellertid lågt efter att inmatningen av svartvatten börjat ersättas av matavfall, vilket kan bero på att det organiska materialet i matavfallet är mer lättillgängligt för mikroorganismerna och därmed reduceras i högre utsträckning. Detta kunde tyvärr inte undersökas eftersom värden saknas för att kunna utföra en beräkning på reducerad andel COD under denna tid.

Under de två perioder där beräkningen av reducerad andel COD ansågs tillförlitlig, visade denna sig bli 94 respektive 95 %, varav det senare var vid maximalt testad belastning. Att reduktionen ökade med ökad belastning tyder på att bioreaktorn har högre kapacitet än vad som testats. Under den senare perioden, då den dagliga medelbelastningen var knappt dubbelt så hög som vid den tidigare perioden, ökade halten av COD i reaktorn i högre utsträckning än tidigare. Detta innebär att en del av det organiska materialet inte omvandlas till biogas, utan till nya bakterier eller ackumuleras i reaktorn.

7.2.2 Näringsämnen

Då kurvan över utgående kvävehalt från membranbioreaktorn studeras visar det sig att halterna av totalkväve och ammoniumkväve till en början följs åt, men mot slutet ökar totalkvävehalten förhållandevis mer än ammoniumhalten. Enligt Hellström (2005) kan en förklaring vara att partikulärt bundet kväve efter hand börjar mineraliseras i reaktorn till bland annat aminosyror. Dessa kan sedan passera igenom VSEP-enhetens membran och vid analys av permeatet ger de endast utslag för totalkväve och inte ammonium, vilket skulle kunna vara en förklaring till den med tiden förändrade sammansättningen. Eftersom COD-belastningen varit högst prioriterad så har belastningen av kväve och fosfor varierat beroende på vilka proportioner av substraten som tillförts reaktorn. Kväveinnehållet per gram COD har beräknats till ungefär en tiopotens högre för det använda svartvattnet än för det använda matavfallet. Ungefär samma förhållande gäller för fosforinnehåll per gram COD. Detta tillsammans med störningar i belastningsökningen på grund av framförallt driftsproblem, kan vara en förklaring till att de utgående halterna från membranbioreaktorn varierat.

Då erhållen kvävereduktion jämförs med tidigare försök på samma anläggning, visar den sig vara högre vid den undersökta driften (19 och 25 %) än vad den varit vid rening av avloppsvatten då den var 7 % (Carlsson, 2005). En förklaring kan vara att större mängder partikulärt organiskt material med kväve bundet till sig körs i reaktorn vid den studerade driften i det här examensarbetet. Delar av detta ackumuleras sedan i reaktorn och har därmed egentligen inte reducerats, men eftersom analyser på reaktorns kväveinnehåll inte utförts är det omöjligt att uppskatta i vilken utsträckning detta skett.

Reduktionen av totalkväve, totalfosfor och fosfat i den andra körningen av RO-anläggningen var marginellt sämre än i den första. Reduktionen av totalkväve kan vara en underskattning i båda fallen då mätområdets gränsvärde togs med i beräkningarna eftersom proven var under mätområdet. I det första försöket är halten av totalkväve högre än vad som någonsin tidigare uppmätts i utgående vatten från membranbioreaktorn. Om detta värde är felaktigt kan eventuellt resultatet av reduktionen ha påverkats aningen negativt. Studien som Bergström *et al.* (2002) utförde med uppkoncentrering av urin tydde på att det skedde en viss ammoniakavgång oberoende av pH. I deras försök återfanns endast ungefär 75 % av det ingående kvävet i produkterna (Bergström *et al.*, 2002). Det är därför troligt att det skett en viss ammoniakavgång vid de utförda försöken på Sjöstadverket, vilket kan ha lett till en överskattning av kvävereduktionen över RO-anläggningen.

I det stora hela fungerade reduktionen av näringsämnen mycket bra och permeatet efter RO-enheten innehöll enbart mycket små halter av näringsämnen. Utgående vatten från RO-anläggningen jämförs i tabell 7.1 med utgående vatten från Henriksdals reningsverk samt med utsläppskrav för Henriksdals reningsverk som fastställdes av miljödomstolen den 30:e juni 2000.

Tabell 7.1. Jämförelse mellan utgående halter från Henriksdal och i permeatet efter RO-anläggningen.

Parameter	P-tot	PO ₄ -P	N-tot	NH ₄ -N	NO ₃ -N
Utsläppskrav ¹	0,3		10	3	
Utgående halt från Henriksdal (mg/l) ²	0,12	0,06	7,7	1,4	5,2
Utgående halt från RO-permeatet (mg/l)	0,16	0,16	<20	0,57	0

¹ (Stockholm Vatten, 2005b)

² (Stockholm Vatten, 2005c)

Vid jämförelse mellan utgående halter från den studerade anläggningen och Henriksdals reningsverk ser man att permeatet efter den studerade anläggningen har ett lägre ammoniuminnehåll medan fosforhalterna är något högre. Tidigare har det visats att den största mängden kväve föreligger i form av ammonium, vilket tyder på att även totalkvävehalten bör vara i samma storleksordning som ammoniumhalten och därmed vara lägre än den utgående halten från Henriksdals reningsverk samt utsläppskravet. Då endast två körningar utfördes med den omvända osmosen är de analyserade halterna osäkra men i samtliga fall ligger de under de fastställda utsläppskraven.

Koncentratet från den andra RO-körningen visade sig innehålla 8 600 mg totalkväve, 600 mg totalfosfor samt 3 000 mg kalium per liter. En jämförelse gjordes med näringsinnehållet i slam från Henriksdals reningsverk (Stockholm Vatten AB, 2004). Resultatet anges i gram per kilo slam (se tabell 7.2).

Tabell 7.2. Jämförelse mellan slam från Henriksdals reningsverk och RO-koncentrat.

Parameter	Kväve (g/kg slam)	Fosfor (g/kg slam)	Kalium (g/kg slam)
Halt i slam från Henriksdals reningsverk	12	11	0,43
Halt i koncentrat från RO	8,5	0,60	3,0

Proportionerna mellan näringsämnen visar sig skilja sig mellan de båda jämförda produkterna. Kväve- och fosforinnehållet är högre i slammet än i RO-koncentratet och motsatt förhållande gäller för kalium. Det har inte varit möjligt att jämföra de båda produkternas näringsinnehåll med andra gödselmedel, då dessa har olika innehåll beroende på vilken typ av gröda som ska odlas på den gödslade marken.

7.2.3 Metaller

Orsaken till att reaktorns metallinnehåll var högre efter försöksperioden än före, beror troligtvis på att metaller kontinuerligt tillförts reaktorn via substraten. Detta resultat tyder på att metallhalterna i reaktorn stiger med tiden, vilket kan innebära svårigheter i att finna avsättning för detta slam.

Reduktion av metaller över anläggningen för omvänd osmos, varierade mellan de olika metallerna. Resultaten låg mellan 69 %-ig och 100 %-ig reduktion av de metaller som återstod efter VSEP-enheten med undantag för mängden zink, som endast reducerades med 7 %. Vid jämförelse mellan metallinnehåll i ingående och utgående vatten från membranbioreaktorn framgår att hög reduktion sker även över detta steg trots att den inte gått att kvantifiera.

Metallinnehållet i det utgående vattnet från anläggningen jämförs i tabell 7.3 med motsvarande genomsnittsinnehåll i utgående vatten från Henriksdals reningsverk under första halvan av 2005 (Stockholm Vatten AB, 2005d).

Tabell 7.3. Jämförelse mellan utgående vatten från Henriksdal och permeat från omvänd osmos.

Parameter	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Medelhalt i utgående vatten från Henriksdal (µg/l)	0,044	0,006	3,7	0,44	3,1	103	0,013	65	7,6	0,15	17
Halt i RO-permeat (µg/l)	0,04	<0,01	<0,1	0,1	2	4	<0,02	<1	1	<0,1	4

Endast i två av de fall då den analyserade metallhalten understeg detektionsgränsen är det osäkert ifall utgående halt från den studerade anläggningen är lägre än från Henriksdals reningsverk. I de övriga fallen är halterna genomgående lägre i permeatet från den omvända osmosen och det kan antas att de även de ovan beskrivna fallen är det.

För att kunna jämföra metallinnehållet i koncentratet från den andra RO-körningen med fastställda gränsvärden för tillåtna metallhalter i slam som får överlätas för jordbruksändamål, räknades dessa om till mängd metall per kilo torrs substans. För att kunna göra detta antogs koncentratet ha densiteten 1 kg/l och då TS-halten analyserats till 6,1 % innebär detta att det

finns 0,061 kg TS/kg koncentrat. Resultatet av beräkningarna jämförs med metallhalter i slam från Henriksdals reningsverk (Stockholm Vatten AB, 2005e) samt med befintliga gränsvärden (SFS 1998:944) i tabell 7.4.

Tabell 7.4. Jämförelse mellan gränsvärden för metallhalt i slam, slam från Henriksdal samt RO-koncentrat.

Parameter	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Gränsvärde för metallhalt (mg/kg TS)	100	2	600	100	2,5	50	800
Metallhalt i slam från Henriksdal (mg/kg TS)	28	1,1	360	23	1,1	25	540
Metallhalt i RO-koncentrat (mg/kg TS)	<0,025	<0,0025	1,0	2,0	<0,0049	3,2	0,066

Det beräknade metallinnehållet per kilo TS är betydligt lägre i koncentratet från den andra RO-körningen än i avloppsslammet från Henriksdalsverket. Även gränsvärdena ligger mycket högre än de beräknade halterna i koncentratet.

En jämförelse gjordes också med avseende på metallinnehåll per kilo fosfor (se tabell 7.5). Värdena för Henriksdals reningsverk erhöles genom att dividera halterna från tabell 7.4 med totalfosforhalten per kilo torrsbstans, vilken var 3,9 % (Stockholm Vatten AB, 2005e). Motsvarande värden för RO-koncentratet beräknades på samma sätt efter det att totalfosforhalten per kilo torrsbstans beräknats utifrån antagandet att densiteten på slammet var 1 kg/l samt de fakta att torrsbstanshalten mätts till 6.1 % och fosforhalten till 603 mg P/l.

Tabell 7.5. Metallinnehåll per kilo fosfor för slam från Henriksdal samt RO-koncentrat.

Parameter	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Metallinnehåll i slam från Henriksdal (mg/kg fosfor)	720	28	920	590	28	640	13 850
Metallinnehåll i RO-koncentrat (mg/kg fosfor)	<2,5	<0,25	100	200	<0,50	320	6,7

Halterna av metaller per kilo fosfor är lägre i det i försöket erhållna koncentratet från den omvända osmosen. Detta tillsammans med resultatet från tabell 7.4 visar på fördelen med att separera svartvattnet från det övriga avloppsvattnet som även innehåller metaller från dagvatten och industrier. Det framgår också tydligt från ovanstående tabeller att metallinnehållet i RO-koncentratet inte kommer att bli ett hinder om detta önskas spridas på jordbruksmark.

7.2.4 Bakterier

Svartvattnet analyserades både med avseende på *E. coli* och fekala enterokocker. Enligt Ahlfeld (2005) brukar fördelningen av indikatorerna i avföring vara tio gånger mer *E. coli* än fekala enterokocker. Analyserna visade dock att det fanns mer fekala enterokocker än *E. coli*. Förklaringar till den felaktiga fördelningen kan vara att *E. coli* troligen dött under lagringen eftersom de har svårt att föröka sig utanför tarmen där de normalt lever samt att de fekala enterokockerna är tåligare mot salter och mer långlivade (Ahlfeld, 2005).

VSEP-enheten reducerade mängden fekala indikatororganismer nästan fullständigt. Om analyserna skett på äldre svartvatten så hade reduktionen blivit ännu högre eftersom bakterierna dör relativt snabbt utanför kroppen (Ahlfeld, 2005). Resultaten från både VSEP- och RO-anläggningen (100 stycken *E. coli* och 10 stycken fekala enterokocker per 100 ml)

kan jämföras med vad som anses vara badvattenkvalitet, nämligen mindre än 2 000 enterokocker och 1 000 *E. coli* på 100 ml vatten (Ahlfeld, 2005). Det är mycket positivt att i stort sett inga bakterier når RO-anläggningen eftersom koncentrationen från denna är aktuellt för spridning på jordbruksmark. Eftersom mängden indikatororganismer var lika i de båda permeaten har det inte gått att uppskatta bakterieinnehållet i RO-koncentratet, men det kan antas vara minimalt.

Resonemanget ovan ger en indikation på att innehållet av mikroorganismer är mycket lågt i den i försöket erhållna produkten.

7.2.5 Torrsubstanshalt

Till en början ligger torrsubstanshalten i reaktorn relativt konstant, vilket förmodligen tyder på att bakterierna behöver en viss tid för att anpassa sig innan tillväxt sker. Detta stämmer bra överens med aktivitetstestet som gjordes på slammet. Under den här tiden sjunker den organiska andelen, VS, något vilket kan bero på att vissa bakterier inte trivs i den nya miljön och därför dör. TS- och VS-halterna ökar båda efter en viss tid, vilket tyder på att den för miljön anpassade biomassan nu växer till. Det kan också bero på att organiskt material ackumuleras i reaktorn. I slutet av försöksperioden låg belastningen konstant på 2 kg COD per dygn. I figur 6.1 och 6.2 syns ingen antydning till någon utplaning i slutet av perioden vilket troligen tyder på att systemet inte nått ”steady-state” och mikroorganismerna fortsätter att bygga upp biomassa. Då perioden med konstant belastning endast varade åtta dagar och anaeroba bakterier är relativt långsamma för förändringar behövs det förmodligen en längre tid med jämn belastning för att mikroorganismerna ska anpassa sig.

I fullskalanläggningar görs normalt slamuttag då torrsubstanshalten i reaktorn når en viss halt. Under det gjorda försöket blev detta emellertid aldrig aktuellt då torrsubstanshalten under hela perioden var acceptabel.

7.2.6 Total suspenderad substans

Resultaten från mätningarna av suspenderad substans är osäkra eftersom de flera gånger störts av reaktorslam som läckt in eller avlagringar som följt med från slangar. Vid några tillfällen har resultatet visat att minimal eller ingen torrsubstans påträffats, vilket tyder på att membranen är hela och fungerar som de ska. Eventuell analyserad halt av suspenderad substans och som ej bestått av smuts är, enligt Jonsson (2005), lösta salter, vilket trycker på vikten av efterbehandlingssteget med omvänd osmos.

7.3 Organisk belastning

Under försöket har belastningen på reaktorn endast mätts som tillförd mängd COD per dygn. För att kunna jämföra anläggningens kapacitet med andra anläggningar med samma funktion kan ett mått på slambelastningen användas. Denna kvot är ett förhållande mellan den organiska belastning och det organiska innehållet i reaktorn $\text{kg COD}/(\text{kgVS}\cdot\text{d})$ (Olsson, 2005). Nedan görs en jämförelse mellan den studerade processen och en kontaktreaktor. Anledningen till att en kontaktreaktor valdes istället för en röt-kammare är att röt-kammaren inte har någon slamavskiljning och slamuppehållstiden blir då lika stor som den hydrauliska. I kontaktreaktorn avskiljs däremot slammet som sedan pumpas tillbaka på liknande sätt som i en membranbioreaktor. Det som skiljer anläggningarna åt är avsaknaden av membran hos kontaktreaktorn, vilket innebär att den körs vid lägre slamhalt för att inte förlora slam vid avskiljningsprocessen, som till exempel kan vara sedimentation. Kontaktreaktorn har även en högre temperatur (37 °C) vilket troligtvis medför en högre aktivitet. (Olsson, 2005)

Enligt Olsson (2005) belastas en kontaktreaktor normalt med 4 kg COD/(m³*dygn) i form av avloppsvatten då VS-halten är 5 kg/m³ vilket innebär en slambelastning på 0,8 kg COD/(kg VS*d). I den studerade anläggningen var den maximala belastningen 2 kg COD per reaktorvolym och dygn, vilket motsvarar 1,8 kg/(m³*dygn) då slamvolymen var 1,12 m³. TS-halten i slammet var 1,3 %, vilket medför ett TS-innehåll på 13 kg/m³ om densiteten antas vara 1000 kg/m³. Med ett organiskt innehåll på 64 % av TS blir slambelastningen 0,22 kg COD/(kg VS*d).

Belastningen är mycket lägre vid den studerade anläggningen och det finns därför förmodligen stora möjligheter att köra vid en högre belastning. Om anläggningen hade körts vid en högre temperatur hade eventuellt en högre belastning kunnat uppnås snabbare.

7.4 Kapacitetsmätningar

Nedgången i maximalt flöde som visade sig i jämförelsen mellan de båda testen för VSEP-anläggningens optimala flöde, kan bero på irreversibel fouling på membranen. Det är också möjligt att sänkningen endast beror på att halten torrsubstans i slammet som filtrerats höjts. Kapacitetssänkningen var emellertid inte tillräckligt stor för att ett membranbyte skulle vara nödvändigt.

Vid flödes- och konduktivitetmätningarna för de båda RO-försöken minskar flödet med tiden. Minskningen beror troligtvis på att saltkoncentrationen kontinuerligt ökar. Detta är också orsaken till att konduktiviteten på permeatet i regel ökar med tiden.

Konduktiviteten på koncentratet stiger i båda fallen med tiden, vilket är logiskt då volymen minskar och salterna stannar kvar i koncentratet. I det andra försöket är konduktiviteten genomgående högre, särskilt i slutet av uppkoncentreringen. Troligtvis beror detta på att saltsyra tillsattes vid denna körning och då bidrar till den högre salthalten.

Den första körningen gav en uppkoncentreringsgrad på fem gånger medan den andra körningen ledde till en uppkoncentreringsgrad på 15 gånger. Vid det andra försöket tillsattes saltsyra för att undvika eventuell ammoniakavgång och missvisande reduktionsberäkningar av ammonium. Enligt Bergström *et al.* (2002) ökar den totala salthalten vid pH-sänkning med hjälp av syra, vilket påverkar uppkoncentreringen som då inte borde gå lika långt (Bergström *et al.* (2002)). I det andra försöket borde därför uppkoncentreringsgraden bli lägre än i det första fallet, vilket den inte blev och detta fenomen kan inte heller förklaras.

7.5 Biogasproduktion

I figur 6.9 över metan- och koldioxidhalterna ser kurvorna ut som spegelbilder av varandra. När metanhalten är hög är koldioxidhalten låg och vice versa. Det är osäkert vad variationerna beror av eftersom det inte var möjligt att urskilja något samband mellan gasproduktionen och från vilket substrat det organiska materialet i huvudsak härstammar från.

Metangasproduktionen är 72 % av den teoretiskt möjliga då hänsyn tagits till metan som löst sig i permeatet, COD som följt med permeatet ut och till den organiska del som lagrats i reaktorn och därmed inte reducerats till metan. Det är okänt vad de resterande metanförlusterna beror på. Uttag av reaktorslam innehållande COD och löst metan är en faktor, men de mängder som tagits bort från systemet har bortsetts från då de anses vara för små för att ge en märkbar påverkan. Av samma anledning har förlust av COD vid tömning av

filter bortsetts från. En viss metanförlust sker också vid den dagliga mätningen av gashalt då gasen inte passerar genom flödesmätaren men den kan anses vara försumbar. Övriga felkällor kan vara osäkerheter i analyser och mätningar.

Förlust av metan kan också ske när permeatet som recirkuleras till reaktorn kommer i kontakt med omgivande luft, vilket sker i samband med återförandet via tratten till reaktorn. Under de sekunder då permeatet lämnat slangen på sin väg till reaktorn kommer det i viss mån att avgasas. Ny metan kan sedan lösas i den nu omättade vätskan. Detta är en felkälla som inte varit möjlig att uppskatta betydelsen av. Relevansen beror på hur stor del som recirkuleras, vilket medför att påverkan blir mindre vid högre belastning. En annan felkälla kan vara att en del metan som löst sig i permeatet inte avgått innan COD-analys utförts och därmed registrerats som COD. Om detta är fallet har denna fraktion tagits hänsyn till två gånger och därmed har metanförlusten överskattats.

Nedbrytning av det organiska materialet behöver inte nödvändigtvis leda till metangasproduktion, utan det kan även brytas ner med nitrat som oxidationsmedel under bildning av kvävgas. Även sulfat kan fungera som oxidationsmedel och reduceras till sulfid under nedbrytning av organiskt material. (Särner, 2005) Ytterst små mängder nitrat och vätesulfat har påvisats vid analyser och nedbrytning på detta sätt kan därmed antas existera men vara försumbar.

Att i praktiken uppnå samma metanproduktion som i teorin kan anses orimligt då många olika processer är verksamma samtidigt och alla inte leder till produktion av metangas (Särner, 2005).

7.6 Energibalans

Då energianvändningen för VSEP-anläggningen skalades upp till full skala visade sig denna bli betydligt högre än vad som angetts av försäljaren, det vill säga $3,7 \text{ kWh/m}^3$ jämfört med $0,7 \text{ kWh/m}^3$ (Carlsson, 2005). Detta resultat kan tolkas som att de membran som använts inte är optimala för driften, då fluxet över dem var för lågt för att kunna hålla energiåtgången låg.

Det hade varit intressant att titta på energianvändningen per personekvivalent. Det har dock inte varit möjligt att göra i detta fall då de inkommande flödena till reaktorn, som beror av proportionerna av svartvatten och matavfall, varierat kraftigt. Det går därför inte att anta att de beräknade värdena motsvarar metanproduktionen vid verkliga flödesförhållanden, vilket är orsaken till att energianvändningen studerades per dygn för att sedan räknas om till användning per kubikmeter behandlat avloppsvatten. Det är emellertid viktigt att notera att det använda svartvattnet har en betydligt lägre COD-halt än förväntat (se bilaga 8), vilket innebär att en högre metanproduktion borde kunna uppnås om tjockare vatten behandlats.

Under ett dygn blev energivinsten i form av metangas ungefär lika stor som energiåtgången för VSEP-enheten. Det är emellertid inte möjligt att få ut hela energiinnehållet i metangas i form av elenergi, vilket medför att energivinsten inte helt kompenserar energianvändningen för VSEP-anläggningen.

8 Slutsatser

Försöken visar att svartvatten är mycket lämpligt att behandla på det studerade sättet tillsammans med matavfall från köksavfallsquvarnar. Reduktionerna av näringsämnen och organiskt material blev nära på 100 %-iga över anläggningen och även metallreduktionen blev hög. En nackdel med den studerade tekniken är att energianvändningen blir ganska hög för membranbioreaktorn, vilket till stor del kan bero på att membranerna inte är utprovade för de utvärderade driftsbetingelserna.

Produkterna från processen visade sig hålla god kvalitet. Koncentratet lämpar sig väl för spridning på åkermark då det har ett lågt bakterieinnehåll, högt näringsinnehåll samt en mycket lägre halt av metaller per kilo torrsbstans än vad som krävs enligt lagstiftningen för att överlåtelse för spridning på jordbruksmark ska tillåtas. Det renade vattnet har ett näringsinnehåll som är lägre än vad som fastställts som maximalt tillåtna halter från Henriksdals reningsverk och bakterieinnehållet är mycket lägre än vad som anses vara god badvattenkvalitet. Den höga avskiljningen av bakterier innebär att så länge membranerna håller sig hela i antingen VSEP- eller RO-anläggningen, så kommer vattnet som når recipienten att vara rent ur mikrobiologisk synpunkt. Reduktionen av COD är 100 %-ig över anläggningen vilket innebär att det utgående vattnet har mycket låga halter av organiskt material.

9 Rekommendationer

Då svartvattensystem med avfallskvarnar ska implementeras i ett område är det viktigt att samtliga hushåll är ansluta, för att inte hämtning av matavfall i området ändå ska ske med bil. Detta skulle delvis ta bort energivinsten i att koppla matavfallskvarnar till svartvattensystemet. Direkt transport av svartvatten och matavfall till behandlingsanläggning via ledningar är att föredra framför hämtning i bilar då materialet innehåller mycket vatten och därmed skulle kräva en stor mängd energi för transport. Viktigt är också att tidigt i planeringsskedet införa krav eller önskemål om införande av svartvattensystem och avfallskvarnar så alla inblandade parter är överens om införandet.

Driftstörningar under försökets gång har lett till begränsningar i resultaten. Vid framtida körningar rekommenderas det därför starkt att sila ymp och substrat innan dessa tillförs anläggningen för att undvika till exempel igensättning av filter samt stopp i slangar och rör. För att erhålla säkrare resultat kan det vara lämpligt att utvärdera driften under en längre period då ”steady-state” uppnåtts, vilket inte var möjligt under försöksperioden. Det har inte heller varit möjligt att tillföra substraten i de önskade proportionerna under hela perioden, vilket kan inverka på resultaten. Framtida körningar med tyngdpunkt på att hålla inflöden av svartvatten och matavfall verklighetsenliga kan därför rekommenderas. När det gäller utvärdering av försämring i VSEP-membranens kapacitet bör testen för optimalt flöde utföras vid samma torrsbstanshalt, vilket innebär att de bör göras vid ”steady-state”.

När det gäller satsvisa körningar med omvänd osmos medför fler körningar större säkerhet till resultaten.

Ett förslag på fortsatta försök är att prova ut vilken typ av membran som är optimalt för denna drift och då återigen undersöka energiförbrukningen, som i så fall troligtvis kommer att ge en energiåtgång som mer liknar den som angivits av distributören.

Avsättningsmöjligheterna för reaktorslam är också viktigt att utreda, men har inte kunnat göras inom ramen för detta examensarbete. Även slammet från reaktorn klassas som organiskt avfall och får därmed inte deponeras. Det innehåller stora mängder bakterier och metallinnehållet har visat sig öka med tiden, varför det rekommenderas att slammet utvärderas med avseende på avsättningsmöjligheter i fortsatta studier.

Det hade varit intressant att jämföra resultaten från den studerade behandlingsmetoden med resultat från andra behandlingsmetoder på samma substrat. Då detta ligger utanför examensarbetets syfte, rekommenderas även detta istället som en framtida studiemöjlighet.

10 Referenser

10.1 Litteratur

- Agustinsom, H., (2003). *Växtnäring från avlopp – historik, kvalitetssäkring och lagar*. Naturvårdsverkets rapport 5220.
- Atkinson, S., (2005). *VSEP vibratory membrane filtration system treats hog manure*. Membrane Technology, Vol. 2005(1), 10-11.
- Bengtsson, L., (2005). *Besöksrapport Ecoferms anläggning för matavfall 2005-01-21*. Intern rapport Stockholm Vatten AB.
- Berg, J., Gruvberger, C., (1999). *Hantering av svartvatten och köksavfall i Västerås stad*. JTI-rapport Kretslopp och Avfall 18.
- Bergström, R., Bjurhem, J-E., Ek, M., Björleinius, B., Hellström, D., (2002). *Koncentrering av närsalter från urin och rejektvatten från rötning av avloppsslam*. Intern rapport utförd vid IVL Svenska Miljöinstitutet AB för Stockholm Vatten AB.
- Book Emilsson, K., Jenssen P. D. J., Flatlandsmo, A., Greatorex, J., Hellström, D., Magid, J., Malmén, L., Palm, O., Santala, E., (2005). *Klosettvattnensystem - Nordisk inventering och förslag till FoU*. Rapporten ej tryckt oktober 2005.
- Carlsson, A., (2005). *Avloppsrening i anaerob membranbioreaktor med VSEP-enhet*. Examensarbete för Stockholm Vatten AB vid Kungliga Tekniska Högskolan.
- Choi, J-G., Bae, T-H., Kim, J-H., Tak, T-M., Randall, A.A., (2002). *The behaviour of membrane fouling initiation on the crossflow membrane bioreactor system*. Journal of Membrane Science, Vol. 203(1-2), 103-113.
- de Blois, M., (2004). *Pilotprojekt: Svartvatten Skogaberg. Lokal anläggning för återvinning av näringsämnen från Skogabergs svartvatten*. Rapport utförd av H2OLAND på uppdrag av Göteborgs stad, kretsloppskontoret.
- Disperator, (2005). *Driftinstruktion för matavfallskvarn*. Instruktionsblad från Disperator AB.
- Edström, M., Hellström, D., Nordberg, Å., Olsson, L-E., (2001). *Karaktärisering av olika avloppsvatten*. JTI uppdragsrapport.
- Elovsson, S. O., Alvarez, H., (1993). *Energiteknik - Formler och tabelle*. Studentlitteratur, Lund.
- Fuchs, W., Binder H., Mavrias, G., Braun, R., (2003). *Anaerobic treatment of wastewater with high organic content using a stirred tank reactor coupled with a membrane filtration unit*. Water Research, Vol. 37(4), 902-908.
- Hellström, D., Finsson, A., (2004). *Underlag för beslut angående svartvattnensystem i Hammarby Sjöstad*. Internt beslutsunderlag för Stockholm Vatten AB.

- Hellström, D., Kärrman, E., Rydhagen, B., Palm, O., (2004). *Svartvattensystem i Hammarby Sjöstad? – Systemanalys och förslag på utformning av system*. Vatten, Vol. 3(60), 201-208.
- Judd, S., (2004). *A review of fouling of membrane bioreactors in sewage treatment*. Water Science and Technology, Vol. 49(2), 229-235.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E., (2005). *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Urban Water Report 2005:6.
- Karlberg, T., Norin, E., (1999). *Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar*. VA-forsk rapport 9.
- Kärrman, E., Lundqvist, A., Dammerberg, J., (2003). *Svartvattensystem i Hammarby sjöstad. Förstudie och principförslag*. Stockholm Vatten rapport 10-2003.
- Kärrman, E., Olofsson, M., Persson, P., Sander, A., Åberg, H., (2001). *Köksavfallskvarnar – en teknik för uthållig resursanvändning? En förstudie i Göteborg*. VA-forsk rapport 2.
- Lövstedt, C., Norlander, P., (2002). *Undersökning av köksavfallskvarnar i ett separat system i Västra hamnen, Malmö. Insamlingssystemet och rötningsprocessen*. Examensarbete vid Lunds Tekniska Högskola.
- Metcalf and Eddy, Inc., (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. Fourth edition, McGraw-Hill, New York.
- Miljömålsrådet, (2004). *Miljömålen – när vi dem? de Facto 2004*. Utgiven av Miljömålsrådet via Naturvårdsverket.
- Miron, Y., Zeeman, G., van Lier, J.B., Lettinga, G., (2000). *The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems*. Water Research, Vol. 34(5), 1705-1713.
- Naturvårdsverket, (1995). *Vad innehåller avlopp från hushåll? Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- & duschvatten*. Naturvårdsverkets rapport 4425.
- Naturvårdsverket, (1996). *Överenskommelsen om slam användningen i jordbruket mellan LRF, VAV och Naturvårdsverket*. Naturvårdsverkets rapport 4665.
- Naturvårdsverket, (2002). *Aktionsplan för återföring av fosfor ur kretslopp*. Naturvårdsverkets rapport 5214.
- Nilsson, I., (2002). *Environmental Biotechnology*. Course material, Lund University, Department of Biotechnology.
- Norin, E., (1996). *Våtkompostering som stabiliserings- och hygieniseringsmetod för organiskt avfall. Försök i pilotskala med svartvatten, köksavfall och gödsel*. JTI-rapport Kretslopp och Avfall 3.

- Norin, E., Gruvberger, C., Nilsson, P-O., (2000). *Hantering av svartvatten från Tegelvikens skola –kretsloppsystem med våtkompostering*. VA-forsk rapport 3.
- Norrman, J., (1981). *Anaerob rening – en statusrapport*. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, IVL.
- Olsson, L-E., (2005a). *Aktivitetstest av ympslam använt i VSEP reaktorn Hammarby Sjöstadverket*. Intern rapport AnoxKaldnes AB.
- RVF, Svenska renhållningsverksföreningen, (2004). *Svensk Avfallshantering 2004*. Årsskrift från Svenska renhållningsverksföreningen.
- Schönning, C., (2003). *Risk för smittspridning via avloppsslam. Redovisning av behandlingsmetoder och föreskrifter*. Naturvårdsverkets rapport 5215.
- Skjelhaugen, O.J., (1999). *Closed system for local reuse of blackwater and food waste, integrated with agriculture*. Water Science and Technology, Vol. 39(5), 161-168.
- Stockholm Vatten AB (2004). *Laboratorierapport MV04140*.
- Stockholm Vatten AB (2005e). *Laboratorierapport MV05034*.
- Stockholm Vatten AB (2005d). *Analysresultat från utgående avloppsvatten från Henriksdals reningsverk*. Internt rapportblad från Stockholm Vatten AB.
- WRS, Water Revival Systems Uppsala AB, (2001). *Marknadsöversikt – extremt snålspolande toaletter samt urinsorterande toaletter & urinaler, för avskiljning av klosettatten*. SwedEnviro rapport 2001:1.
- Zhao, Y., Wu, K., Wang, Z., (2000). *Fouling and cleaning of membrane – A literature review*. Journal of Environmental Sciences, Vol. 12(2), 241-252.

10.2 Internet

- Kommundirekt, (2005-08-30). *Välkommen till Kommundirekt!*
<http://www.kommundirekt.com>
- New Logic Research, Inc., (2005-04-26). *Technology*.
<http://www.vsep.com/solutions/technology.html>
- ReVAQ, (2005-08-30). *Om ReVAQ*. <http://www.revaq.se>
- RVF, Svenska renhållningsverksföreningen, (2005-08-17). *Biologisk behandling*.
http://www.rvf.se/m4n?oid=854&_locale=1
- Stockholms stad, (2005-07-20). *Så här återvinnas ditt avfall*.
http://www.stockholm.se/templates/template_120.asp_Q_number_E_56388_A_category_E_10277_A_cat1_E_163_A_cat2_E_24_A_c_E_10277_A_name_E_S%E5+h%E4r+%E5tervinn+s+ditt+avfall

Stockholm Vatten AB, (2005-07-15). *Avlopp/reningsprocess*.
<http://www.stockholmvatten.se/indexie.htm>

Stockholm Vatten AB, (2005-09-11a). *Slamhantering*.
<http://www.stockholmvatten.se/avlopp/slam/slamhantering.asp>

Stockholm Vatten AB, (2005-09-17b). *Avlopp/Tekniska fakta*.
<http://www.stockholmvatten.se/indexie.htm>

Stockholm Vatten AB, (2005-09-16c). *Miljöredovisning och Årsredovisning 2004*.
http://www.stockholmvatten.se/pdf_arkiv/mar_2004.pdf

10.3 Lagar och föreskrifter

Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket.

Förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall.

Förordning (SFS 1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.

10.4 Personliga kontakter

Ahlfeld, M., Stockholm Vatten AB, (2005). Muntlig kontakt.

Baker, J., Disperator AB, (2005). Muntlig kontakt.

Bergström, R., IVL Svenska Miljöinstitutet AB, (2005). Muntlig kontakt.

Bjurhem, J-E., IVL Svenska Miljöinstitutet AB, (2005). Muntlig kontakt.

Eksvärd, J., Lantbrukarnas Riksförbund, LRF, (2005). E-mail kontakt.

Hellström, D., Stockholm Vatten AB, (2005). Muntlig kontakt.

Hellström, H., Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF, (2005a). E-mail kontakt.

Jonsson, L., Stockholm Vatten AB, (2005). Muntlig kontakt.

Olsson, L-E., AnoxKaldnes AB, (2005). E-mail kontakt.

Ringmar, A., Institutet för jordbruks- och miljöteknik, JTI, (2005). Muntlig kontakt.

Swedling, E-O., Uppsala kommun, (2005). E-mail kontakt.

Särner, E., Lunds Universitet, (2005). Muntlig kontakt.

Tingstorp, S., Naturvårdsverket, (2005). E-mail kontakt.

10.6 Fotografier

Carlsson, A., (2005). Före detta examensarbetare på Sjöstadsverket.

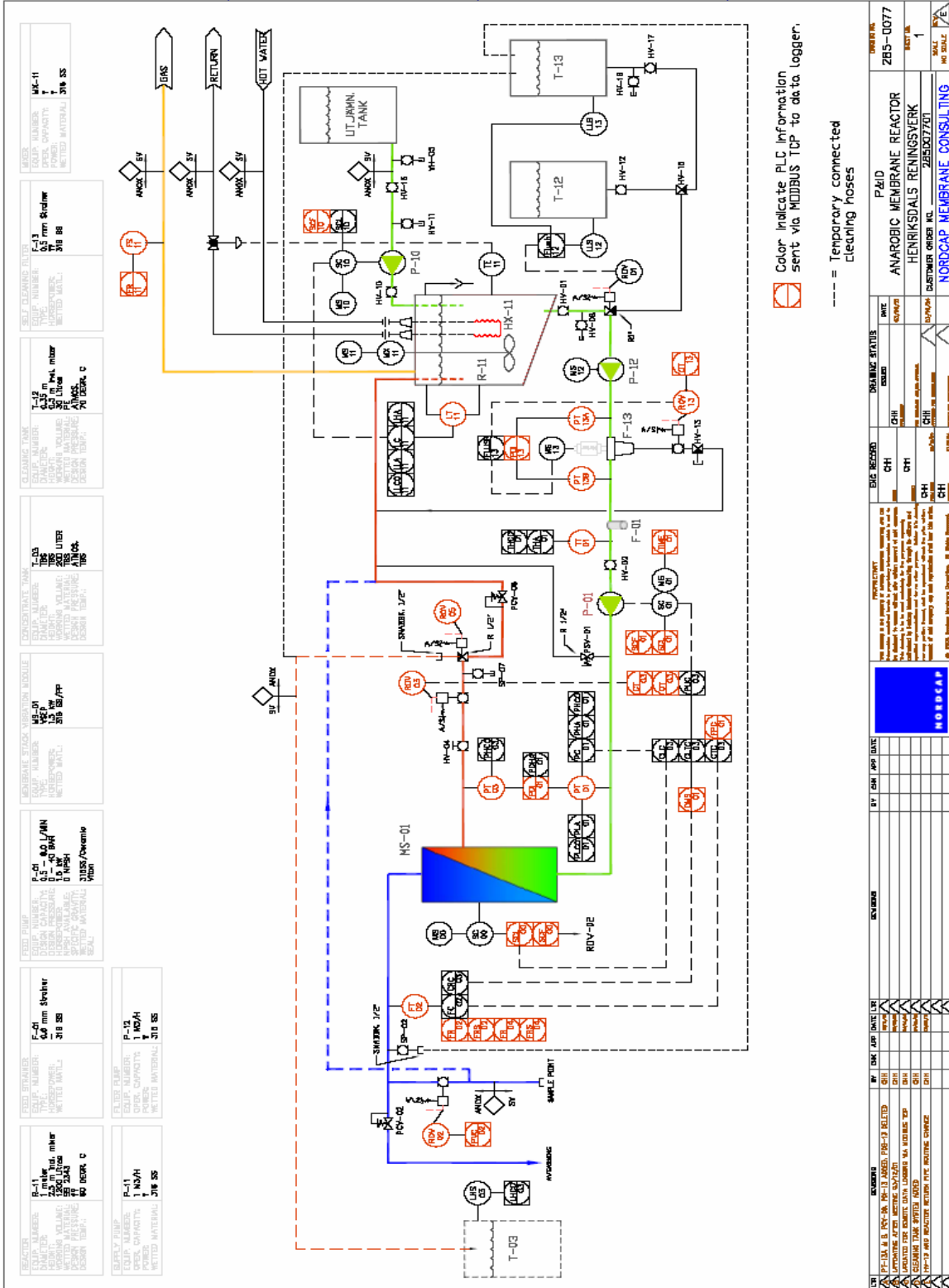
Resterande fotografier har tagits av författarna till rapporten.

Bilaga 1 Ordlista

Alkalinitet	Buffrande ämnen
BDT-vatten	Bad-, disk-, och tvättvatten
COD	Chemical oxygen demand; kemisk syreförbrukning
CSTR	Continuously stirred tank reactor; totalomblandad tank
Dagvatten	Regn och smältvatten från t.ex. tak och gator
Excenterskruvpump	Pump som skruvar fram vätskan
Fakultativt anaerob	Bakterie som ej behöver syre, men växer bättre i närvaro av syre
Flux	Flöde över en membranyta per tidsenhet
Fouling	Membranet sätts igen av partiklar i vätskan
GR	Glödrest, oorganisk andel av torrsbstanshalten
HRT	Hydraulic retention time; hydraulisk uppehållstid, den genomsnittstid som vätskan uppehåller sig i reaktorn
Kjeldahl-N (Kj-N)	Organiskt bundet kväve och ammoniumkväve
Koncentrat	Vätska innehållande diverse partiklar som inte passerat genom membranet
Konduktivitet	Ledningsförmåga som är ett mått på vätskans salthalt
Köksavfallskvävn	Samma som matavfallskvävn
MBR	Membranbioreaktor
N-tot	Totalkväve
NH ₄ -N	Ammoniumkväve
NO ₃ -N	Nitratkväve
Matavfallskvävn	Kvävn i vilken matavfall finfördelas
Mesofil	Temperaturområde mellan 25°C och 40°C
P-tot	Totalfosfor
Permeat	Den vätska som passerar genom membranet
PO ₄ -P	Fosfatfosfor
RO	Reverse osmosis; omvänd osmos
SRT	Sludge retention time; slamuppehållstid, den genomsnittstid som slammet uppehåller sig i reaktorn
Steady state	När bakterierna är anpassade till en konstant organisk belastning
Svartvatten	Fekalier, urin, toalettpapper, spolvatten
Termofil	Temperatur >45°C
TN _b	Totalkväve
TS-halt	Torrsbstanshalt
TSS	Total mängd suspenderad substans
Turbiditet	Grumlighet
URWARE	Modell som ingår i Mistraprogrammet Urban Water
Vakuumenhet	En enhet som skapar undertryck i vakuumtoalettsystemet
VFA	Lättflyktiga organiska syror
VS-halt	Volatile solids; organisk andel av torrsbstanshalten
VSEP	Vibratory Shear Enhanced Processing
VSS	Volatile suspended solids; organisk andel av halten suspenderat material

Bilaga 2 Fullständigt processschema

Notera att utjämningstanken i processschemat är ersatt med svartvattentanken i den aktuella uppställningen.



Bilaga 3 Använda analysmetoder och analysutrustning

Svartvatten och matavfall

Tabell 1. Analysmetoder som användes på Sjöstadsverket.

Parameter	TS	GR	COD	P-tot	N-tot
Analysmetod	SS 028113-1	SS 028113-1	LCK 014	LCK 350	LCK 338

Vid analyser som börjar på LCK har Dr Langes kyvettester använts.

Tabell 2. Analysmetoder som användes på Torsgatan.

Parameter	COD	TS	GR	NO ₃ -N	Kj-N
Analysmetod	SS 028142-2	SS 028113-1	SS 028113-1	AN 5201	AN 300/ASN 3503

Tabell 3. Analysmetoder som användes på Torsgatan.

Parameter	Zn	Pb	Co	Cu	Mn	Cd	Ni	Cr	K	P-tot
Analysmetod	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES/ ICP-MS	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES

Tabell 4. Analysmetoder som användes på svartvattnet vid Torsgatan.

Parameter	Fekala enterokocker	<i>E. coli</i>
Analysmetod	Enterolert	Colilert

Reaktorslam

Tabell 5. Analysmetoder och utrustning som användes på Sjöstadsverket.

Parameter	pH	TS	GR	VFA	COD
Analysmetod	pH-mätare: pH 330i från WTW	SS 028113-1	SS 028113-1	LCK 365	LCK 014

Vid analyser som börjar på LCK har Dr Langes kyvettester använts.

Tabell 6. Analysmetoder som användes på Torsgatan.

Parameter	TS	GR	NO ₃ -N	Kj-N
Analysmetod	SS 028113-1	SS 028113-1	AN 5201	AN 300/ASN 3503

Tabell 7. Analysmetoder som användes på Torsgatan.

Parameter	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	K	P-tot
Analysmetod	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES	ICP-AES

Gas

Tabell 8. Analysmetoder som användes på Sjöstadsverket.

Parameter	Ackumulerad gasvolym	CH ₄	CO ₂	O ₂	H ₂ S
Analysmetod	Gallus 2000 från Flonidan/Schlumberger Typ 1 dm ³	Gashaltmätare: GA 2000 från Geotechnical instruments	Gashaltmätare: GA 2000 från Geotechnical instruments	Gashaltmätare: GA 2000 från Geotechnical instruments	Gashaltmätare: GA 2000 från Geotechnical instruments

Tabell 9. Analysmetoder som användes på AnoxKaldnes AB.

Parameter	CH ₄	CO ₂	O ₂	H ₂ S
Analysmetod	GC-TCD	GC-TCD	GC-TCD	GC-TCD

Permeat från VSEP

Tabell 10. Analysmetoder och utrustning som användes på Sjöstadsverket.

Parameter	Konduktivitet	pH	TSS	VSS	COD	VFA	N-tot	NO ₃ -N	NH ₄ -N	P-tot	PO ₄ -P
Analysmetod	Konduktivitetsmätare: Cond 330i från WTW	pH-mätare: pH 330i från WTW	SS EN 872-1	SS 02 81 12-3	LCK 514	LCK 365	LCK 338	LCK 339	LCK 302	LCK 350	LCK 350

Vid analyser som börjar på LCK har Dr Langes kyvtestester använts.

Tabell 11. Analysmetoder som användes på Torsgatan.

Parameter	COD	P-tot	PO ₄ -P	Kj-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N
Analysmetod	SS 028142-2	ASN 5240/Dr Langes kyvtestest	SS 028126-2	ASN 300/ASN 3503	AN5201	AN 300

Tabell 12. Analysmetoder som användes på Torsgatan.

Parameter	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	K
Analysmetod	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-AES

Tabell 13. Analysmetoder som användes på svartvattnet vid Torsgatan.

Parameter	Fekala enterokocker	<i>E. coli</i>
Analysmetod	Enterolert	Colilert

Permeat från omvänd osmos*Tabell 14. Analyismetoder och utrustning som användes på Sjöstadsverket.*

Parameter	Konduktivitet	pH	COD	N-tot	NO ₃ -N	NH ₄ -N	P-tot	PO ₄ -P
Analysmetod	Konduktivitetsmätare: Cond 330i från WTW	pH-mätare: pH 330i från WTW	LCK 914	LCK 338	LCK 339	LCK 304	LCK 349	LCK 349

Vid analyser som börjar på LCK har Dr Langes kyvettester använts.

Tabell 15. Analyismetoder som användes på Torsgatan.

Parameter	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	K
Analysmetod	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-AES

Tabell 16. Analyismetoder som användes på svartvattnet vid Torsgatan.

Parameter	Fekala enterokocker	<i>E. coli</i>
Analysmetod	Enterolert	Colilert

Koncentrat från omvänd osmos*Tabell 17. Analyismetoder och utrustning som användes på Sjöstadsverket.*

Parameter	Konduktivitet	TS	COD	NO ₃ -N	NH ₄ -N	P-tot	PO ₄ -P
Analysmetod	Konduktivitetsmätare: Cond 330i från WTW	SS 028113-1	LCK 014	LCK 339	LCK 302	LCK 350	LCK 350

Vid analyser som börjar på LCK har Dr Langes kyvettester använts.

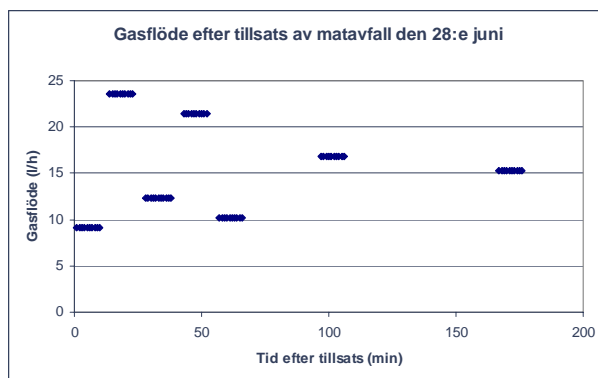
Bilaga 4 Membrantest för optimalt flöde genom VSEP-enheten

Under drift kommer membranens kapacitet att försämrats successivt på grund av irreversibel igensättning (Bergström, 2005). Kapaciteten kan undersökas genom att utföra testet för optimalt flöde. Det är önskvärt att göra testet i början respektive slutet av försöksperioden för att se om membranens kapacitet försämrats under driften. För att kunna jämföra resultaten är det viktigt att ha samma torrsubstanshalt vid körningarna då den påverkar fluxet och därmed även resultatet.

Innan försöken börjas utförs en tvätt av anläggningen för att bli av med reversibel fouling. Testet utförs sedan genom att läsa av flödesmätaren vid olika tryck. Varje tryck bör stabiliseras under tre timmar (Carlsson, 2005) men eftersom testet då inte skulle kunna utföras på en dag valdes istället en kortare stabiliseringstid på trettio minuter. Flödet läses av i slutet av koncentreringsfasen. Den första avläsningen sker i den första cykeln och därefter får den stabiliseras i trettio minuter varpå en avläsning görs i den näst sista respektive sista koncentreringsfasen för det aktuella trycket. I förträngningsfasen efter den sista avläsningen ändras sedan trycket. Den första flödesavläsningen gjordes vid två bar och trycket ökades därefter successivt till tolv bar som är det högsta tryck som matarpumpen klarar (Carlsson, 2005). När man uppnått ett stabilt flöde har man funnit det maximala flödet. Om flödet sjunker har det maximala flödet passerats. För att öka livslängden på membranen används det optimala flödet vid drift, vilket är ungefär 75 % av det maximala (Carlsson, 2005).

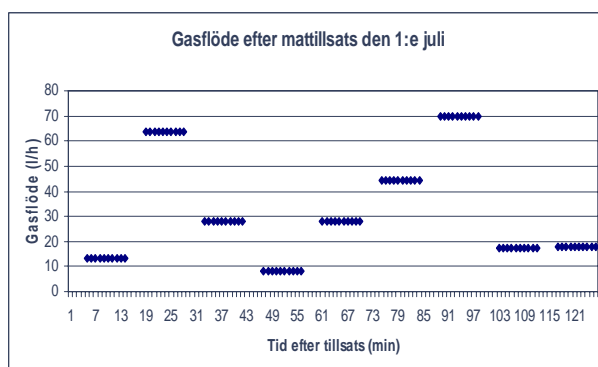
Bilaga 5 Mätning av gasproduktion efter tillsats av matavfall

Två gasproduktionsmätningar med gasballong utfördes under försöksperioden för att se hur gasproduktionen varierar efter tillförsel av COD. Resultaten från de båda mätningarna redovisas i nedanstående grafer. Den första mätningen utfördes den 28:e juni och den producerade gasvolymen mättes under 10-minutersperioder med hjälp av gasballong. Mätningarna påbörjades direkt efter tillsats av tre liter matavfall. Mellan mätningarna blev det en fyra minuter lång paus då det mättes hur mycket gas ballongen innehöll. Slutligen genomfördes mätningar med 30 respektive 60 minuters uppehåll mellan mätningarna. Det hade natten före inte varit något svartvattenflöde till reaktorn. Det var inte heller något svartvatteninflöde till reaktorn medan mätningarna utfördes. Ett medelflöde beräknades för varje 10-minuters period vilket redovisas i figur 1.



Figur 1. Gasflödet efter mattillsats som funktion av tiden.

Gasproduktionsmätningen upprepades den 1:e juli och utfördes på samma sätt som den 28:e juni. Den första mätningen startades tre minuter efter tillsats av tre liter matavfall. Den producerade gasen samlades upp under tio minuter med fyra minuters uppehåll mellan mätningarna. Mätningarna pågick i två timmar efter mattillsats. Under tiden som mätningarna pågick var det även ett inflöde av svartvatten till reaktorn. Det beräknade medelgasflödet för varje mätperiod visas i figur 2.



Figur 2. Gasflödet efter mattillsats som funktion av tiden.

Bilaga 6 Tvätt av VSEP-enhet

Vid körning med konstant permeatflöde så ökar trycket över membranen långsamt med tiden eftersom fouling uppstår. Reversibel fouling går att tvätta bort från membranen eftersom den inte är så hårt bunden.

Före tvätt sköljs anläggningen med varmt vatten för att få ut allt slam. Rent vatten tas då in från en tvättank, i stället för att slam tas från reaktorn, och pumpas ut efter att ha sköljt genom anläggningen. VSEP-enheten har ett förprogrammerat program för tvätt och sköljning, som innebär att den går i kontinuerlig drift, utan koncentrerings- och förträngningsfas och att vattnet pumpas med konstant frekvens (60 Hz). Vattnet kan antingen ledas till avlopp då det gått genom anläggningen (sköljning), eller recirkuleras till tvättanken för att behålla tvättmedel i systemet (tvätt). Vid sköljning och även vid tvätt, hålls trycket över membranen konstant vid 2,5 bar genom manuell justering av en ventil. Sköljningen pågår under ungefär tio minuter och det första slammet som sköljs ut samlas upp och återförs till reaktorn, för att minimera förlusten av biomassa.

Oftast tvättas membranen vid ungefär 40°C med 2 %-ig lösning av Ariel color, som är ett bra universaltvättmedel och fungerar som komplexbildare av organiskt material (Carlsson, 2005). 50 %-ig natriumhydroxid tillsätts också tills pH i tvättanken blir mellan elva och tolv. Alkalisk tvätt är bredtäckande och löser upp bland annat biologisk påväxt, vilket troligtvis är den vanligaste typen av fouling då svartvatten och matavfall behandlas (Bergström, 2005). Om foulingen består av metallutfällningar eller kalciumkarbonat är syratvätt mest effektivt (Bergström, 2005). En sådan tvätt utfördes endast en gång under försöksperioden och då efter att det observerats att tvätten med natriumhydroxid inte gav önskad effekt. Då tillsattes 37 %-ig saltsyra tills pH låg mellan ett och två.

Tvättning pågår i ungefär en halv timme och efterföljs av en sköljning på samma sätt som ovan, för att skölja ut tvättmedlet. Efter tvätt mäts flödet av rent vatten genom VSEP-anläggningen vid trycket 2,5 bar. Detta görs varje gång och vid samma temperatur för att kunna jämföra och kontrollera om flödet minskat sedan tidigare tvättar. Det kan i så fall vara ett tecken på att irreversibel fouling uppstått.

Bilaga 7 Tvätt av RO-enhet

Innan körning bör RO-enheten tvättas för att avlägsna reversibel fouling, vilken kan försämra kapaciteten på membranen.

Före tvätt sköljs anläggningen vid 30°C och 50 bar i ungefär fem minuter. Under sköljningen leds koncentratet till avlopp för att förtränga vätskan i slangarna och membranet.

Under tvättningen recirkuleras både koncentratet och permeatet till samma kärl. Tvätten utförs vid 50°C och 20 bar under ungefär en timme. Vid tvättningen används en 0,5 %-ig tvättningslösning av Ultrasil, vilket är ett alkaliskt tvättmedel som innehåller tensider. Ultrasil löser främst biologisk påväxt vilket enligt Bergström (2005) troligen är den vanligaste typen av fouling vid svartvatten och matavfall. Tvätten kan alternativt ske med citronsyra om igensättningen främst består av metallutfällningar eller kalciumkarbonat (Bergström, 2005).

Efter tvätten sköljs anläggningen vid 30°C och 50 bar tills tvättningslösningen har sköljts ur. Ett renvattenflöde läses därefter av. Det avlästa renvattenflödet kan jämföras med tidigare uppmätta flöden och är ett sätt att jämföra om membranens kapacitet har försämrats vilket kan innebära att irreversibel fouling uppkommit.

Bilaga 8 Förväntade och uppmätta värden på svartvattnet och matavfallet

Svartvattnet och matavfallets närings- och metallinnehåll räknades om till mängd per person och dygn för att kunna jämföras med befintliga schablonvärden. Inblandad vattenmängd för respektive substrat beräknades med antagandet att kväveinnehållet i de använda substraten motsvarar schablonvärdena för totalkväve för svartvatten och matavfall. Beräkningen utfördes genom att dividera förväntad mängd totalkväve per person och dygn med medelvärdet för motsvarande halt i substraten och därmed erhöles vattenförbrukningen per person och dygn. Med hjälp av denna vattenmängd kan sedan uppmätta halter av övriga näringsämnen och metaller räknas om till mängd per person och dygn (se tabell 1). Totalkvävemängden redovisas inte då den var utgångspunkt i beräkningarna.

Tabell 1. Förväntad och uppmätt mängd närings- och metallinnehåll i svartvatten och matavfall.

Parameter	Urin + fekalier + toalettpapper ¹	Svartvatten ²	Svartvatten ³	Matavfall ¹	Matavfall ⁴	Matavfall ⁵
COD _{tot} (g/(pers*dygn))	73	37	37	48	26	35
P-tot (g/(pers*dygn))	1,4	1,3	0,71	0,14	0,11	0,13
K (g/(pers*dygn))	3,3	4,0	4,6	0,32	0,28	0,29
Pb ⁶ (mg/(pers*dygn))	0,052	<1,55	<0,99	0,13	<0,018	<0,013
Cd (mg/(pers*dygn))	0,011	0,0062	0,0059	0,005	0,0018	0,0018
Cu (mg/(pers*dygn))	2,1	0,93	1,23	0,6	0,22	0,26
Cr ⁶ (mg/(pers*dygn))	0,14	3,1	<0,40	0,26	<0,039	0,042
Ni ⁶ (mg/(pers*dygn))	0,20	<0,62	0,73	0,13	0,044	0,029
Zn (mg/(pers*dygn))	11	5,89	7,52	1,6	1,1	1,2

¹ Värdena kommer från URWARE modellen. (Jönsson *et al.*, 2005)

² Svartvatten från perioden 2/5 – 13/6.

³ Svartvatten från perioden 17/6 – 27/6.

⁴ Matavfall från perioden 2/5 – 13/6.

⁵ Matavfall från perioden 15/6 -12/7.

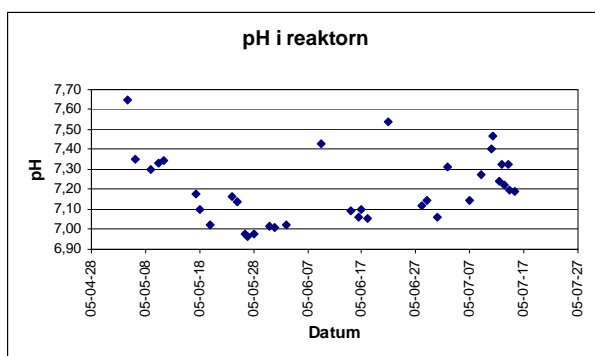
⁶ I ett eller flera fall har analysvärdet varit under gränsvärdet och i beräkningarna har då gränsvärdet använts.

Den sista lasten med svartvatten är inte med i jämförelsen då inga metallanalyser har utförts på den blandningen.

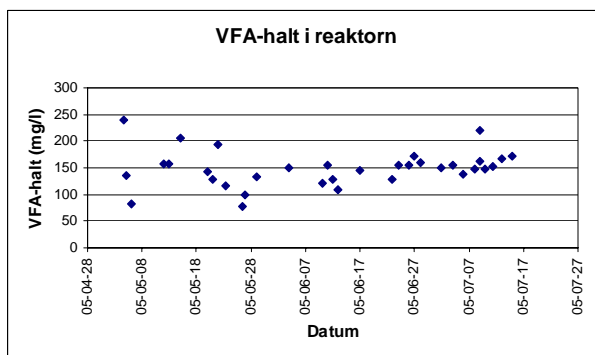
En anledning till att det använda svartvattnet har lägre halter av de flesta analyserade parametrarna än förväntat, är eventuellt att provet som analyserats är taget efter filtret för att motsvara vad som tillförs reaktorn.

Bilaga 9 pH och VFA-halt i reaktorn

Övervakningsparametrarna pH och halt av VFA mättes dagligen för att kontrollera processen. Resultaten redovisas i nedanstående figur 1 och 2.



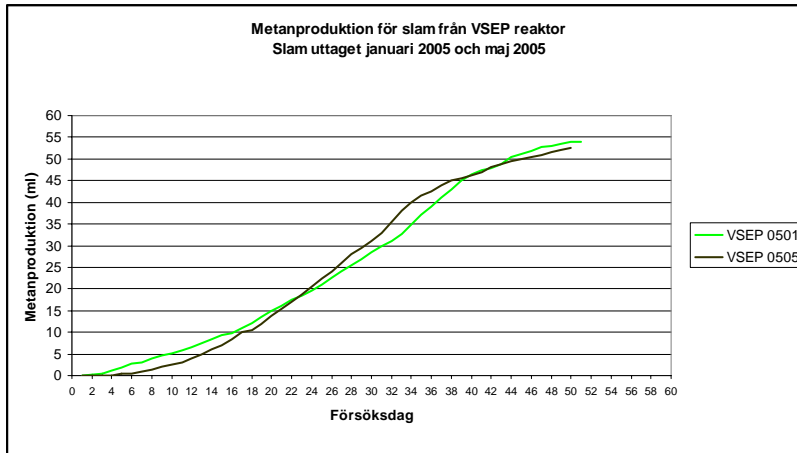
Figur 1. pH i reaktorn som funktion av tiden.



Figur 2. VFA-halt i reaktorn som funktion av tiden.

Bilaga 10 Aktivitetstest av ympen

Aktivitetstestet för ympen utfördes av AnoxKaldnes AB mellan den 4:e maj och den 28:e maj. I figur 1 redovisas vilken aktivitet slammet från VSEP-anläggningen hade vid 20-21°C i form av metanproduktion. Kurvan från 05 01 i grafen är med som jämförelse från ett slamuttag från Henriksdals reningsverk. (Olsson, 2005a)

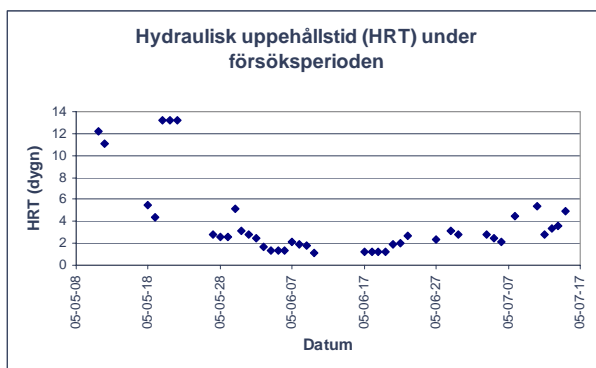


Figur 1. Ackumulerad mängd producerad metangas. (Olsson, 2005a)

Två gastäta flaskor användes vid utförandet av försöket. Den ena flaskan innehöll slam och destillerat vatten medan den andra flaskan även innehöll natriumacetat. Den producerade mängden metangas som erhöles i flaskan med enbart slam drogs sedan bort från den totala metangasproduktionen i flaskan där natriumacetat fanns som substrat. Grafen visar således bara den gasproduktion som natriumacetatet ger upphov till. Den tillsatta mängden natriumacetat kan teoretiskt ge en metanproduktion av 60 ml. Nedbrytningshastigheten beror på aktiviteten hos det aktuella slammet. (Olsson, 2005a)

Bilaga 11 Hydraulisk uppehållstid i bioreaktorn

Under försöksperioden varierade den hydrauliska uppehållstiden eftersom fokus framförallt låg på att uppnå önskad organisk belastning och inte på att erhålla önskade proportioner av svartvatten och matavfall. Under dagar då endast matavfall tillsattes, eller av någon annan anledning en mindre mängd svartvatten tillsattes, blev den hydrauliska uppehållstiden längre. Variationerna redovisas i figur 1. De högre värdena i början av perioden sammanfaller med att belastningen var låg och därmed inflödet av svartvatten.



Figur 1. Variationer i hydraulisk uppehållstid under försöksperioden.

Bilaga 12 Metangasproduktion vid 2 kg COD per dygn

Under försöksperioden kunde belastningen 2 kg COD per dygn endast hållas under sex dagar. Ackumulerad gasvolym samt metanhalt mättes varje dag för att kunna beräkna gasflödet vid denna belastning (se tabell 1).

Tabell 1. Beräknade gasflöden vid belastningen 2 kg COD per dygn.

	Uppmätt gasvolym (l)	Metanhalt i gas (%)	Producerad metanvolym (l)	Antal mättimmar (h)	Gasflöde (l/h)
6/7	240	77,4	186	17,50	10,6
7/7	396	80,1	317	23,75	13,4
11/7	317	74,7	237	21,67	10,9
12/7	434	76,4	332	23,67	14,0
13/7	480	76,0	365	23,67	15,4
14/7	423	75,0	317	24	13,2
Medelgasflöde					12,9

Det var ingen COD-belastning under helgen 8 – 11 juli (från och med fredagen den 8:e juli klockan 15:30 till och med måndag den 11:e juli klockan 08:30 på grund av driftsproblem). Den avlästa metangasproduktionen för helgen finns inte med i tabellen då den inte kan jämföras med övriga värden eftersom bakterierna fått betydligt längre tid att bryta ned den tillsatta mängden organiskt material.

Bilaga 13 Beräkning av teoretisk metanförlust

Mängden metan som löser sig i vatten kan beräknas med hjälp av Henrys lag (1) (Metcalf & Eddy, Inc., 2003):

$$(1) \quad p_g = \frac{H}{P_T} * x_g$$

där p_g = molfraktionen av gas i luft vilket motsvarar partialtrycket av gasen, i det här fallet (mol metan/mol luft)
 H = Henrys lags konstant, atm
 P_T = total tryck i reaktorn, 1 atm
 x_g = molfraktionen av gas i vatten, i det här fallet (mol metan/mol vatten)

Partialtrycket av metangas, p_g , i reaktorn är 78 %, vilket är ett medelvärde av 27 mätningar mellan den 2 juni till den 15 juli.

Henrys lags konstant, H , är temperaturberoende och kan beräknas vid olika temperaturer med hjälp av formel (2) (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Temperaturen i reaktorn är 24°C och Henrys lags konstant blir då:

$$(2) \quad H = 10^{\frac{A}{T} + B} = 40358 \text{ atm}$$

där A = Empirisk konstant, 675,74
 B = Empirisk konstant, 6,880
 T = Temperaturen i reaktorn, 297,15 K

Molfraktionen av metan som finns löst i vattnet, x_g , kan nu beräknas med hjälp av Henrys lag:

$$x_g = \frac{P_T * p_g}{H} = \frac{1 \text{ atm} * 0,78}{40358 \text{ atm}} = 1,93 * 10^{-5} \frac{\text{mol metan}}{\text{mol vatten}}$$

Molfraktionen, x_g , kan även uttryckas på följande sätt:

$$x_g = \frac{n_g}{n_g + n_w}, \text{ om } n_g \ll n_w \text{ kan man förenkla uttrycket till: } x_g \approx \frac{n_g}{n_w}$$

där n_g = mol metan
 n_w = mol vatten

Vatten har ungefär densiteten 1 000 g/l vid 24 °C. Molmassan hos vatten är 18 g/mol vilket betyder att en liter vatten innehåller $\frac{1000 \text{ g/l}}{18 \text{ g/mol}} = 55,56 \text{ mol}$. Substansmängden metan i en liter

vatten kan nu beräknas med hjälp av ovanstående uttryck med antagandet att substansmängden metan är försumbart i förhållande till substansmängden vatten i vatten.

$$n_g = x_g * n_w = 1,93 * 10^{-5} \frac{\text{mol metan}}{\text{mol vatten}} * 55,56 \text{ mol vatten} = 0,00107 \text{ mol metan}$$

Det förenklade uttrycket kan anses vara korrekt då 0,00107 mol << 55,56 mol.

En liter vatten innehåller alltså 0,00107 mol metan. Med den ideala gaslagen (3) (Metcalf & Eddy, Inc., 2003) kan man få fram hur stor gasvolym detta motsvarar:

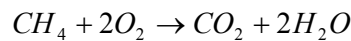
$$(3) \quad P * V = n * R * T \Rightarrow V = \frac{n * R * T}{P} =$$

$$= \frac{0,00107 \text{ mol} * 0,082057 (\text{atm} * \text{l}) / (\text{mol} * \text{K}) * 297,15 \text{ K}}{1 \text{ atm}} = 0,026 \text{ l}$$

där P = total tryck, 1 atm.
 V = volym som gasen upptar
 n = mol gas, 0,00107 mol.
 R = universal gaskonstant, 0,082057 (atm*l)/(mol*K)
 T = temperatur, 293,15 K

Detta betyder att för varje liter permeat som lämnar anläggningen kommer 0,026 l metan att följa med ut.

I en anaerob reaktor sker COD-reduktion samtidigt som metangas bildas. För att omvandla en mol metan till koldioxid och vatten krävs två mol COD enligt följande samband. Två mol COD motsvarar 64 g O₂/mol CH₄ (Metcalf & Eddy, Inc., 2003):



En mol metan har volymen:

$$V = \frac{n * R * T}{P} = \frac{1 \text{ mol} * 0,082057 (\text{atm} * \text{l}) / (\text{mol} * \text{K}) * 297,15 \text{ K}}{1 \text{ atm}} = 24,383 \text{ l}$$

Förhållandet mellan CH₄ och COD som reduceras, vid 24°C, är:

$$\frac{24,383 \text{ l} / \text{mol CH}_4}{64 \text{ g COD} / \text{mol CH}_4} = 0,38 \text{ l CH}_4 / \text{g COD reducerat}$$

Metanförlusten via löst metan i vätskan kan anses vara betydande om den är > 5 % och då den är under 1 % kan förlusten anses obetydlig (Hellström, 2005). Teoretiska uträkningar med en COD-belastning från 500 g/dygn till 8 500 g/dygn testades för att se vid vilken belastning metanförlusten kan anses vara obetydlig. COD-reduktionen har beräknats till 95 % vilket är ett medelvärde av 5 mätningar från den 11/7 till den 15/7. Vid anläggningen antas permeatflödet vara 570 ml/min vilket motsvarar 816 liter/dygn. Enligt tidigare beräkningar är mängden metan som finns löst i permeatet 0,026 l/l permeat. Under ett dygn kommer 816 l permeat * 0,026 l metan/l permeat = 21 l metan att följa med permeatet ut ur anläggningen.

I tabell 1 redovisas metanförlusten för olika tänkta COD-belastningar, baserat på teoretiskt bildad mängd metan samt mängd metan löst i permeatet. COD-reduktionen beräknas genom att anta att 95 % av inkommande mängd reduceras. Mängd metan som bildas är enligt beräkningar ovan 0,38 l per gram reducerat COD. Metanförlusten beräknas genom att ta hänsyn till den mängd gas som ovan har uppskattats att följa med permeatet ut.

Tabell 1. Metanförlust för olika tänkta COD-belastningar.

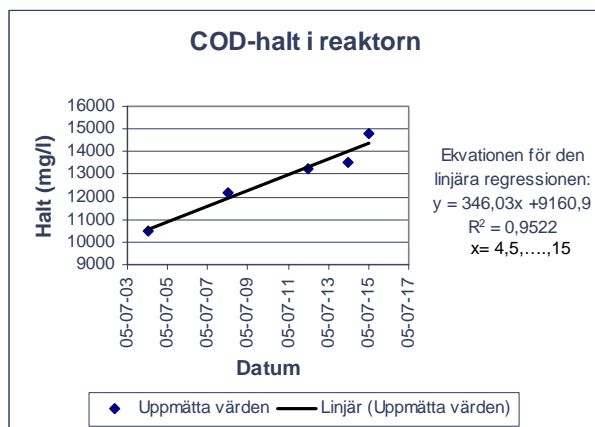
COD-belastning (g/dygn)	COD-reduktion (g)	Metan bildat (l)	Metan till mätare (l) (metan bildat – metan löst i permeatet)	Metanförlust (%) (metan löst i vatten/metan bildat)
500	477	181	160	12
1 000	953	362	341	5,9
1 500	1 430	543	522	3,9
2 000	1 906	724	705	2,9
2 500	2 383	906	885	2,3
3 000	2 859	1 086	1 065	2,0
3 500	3 336	1 268	1 247	1,7
4 000	3 812	1 449	1 428	1,5
4 500	4 289	1 630	1 609	1,3
5 000	4 765	1 811	1 790	1,2
6 000	5 718	2 173	2 152	0,98

I VSEP-anläggningen kommer vi att ha en maxtillförsel av 2 kg COD/dygn vilket motsvarar en teoretisk metanförlust på 2,9 %. För att metanförlusten ska anses vara obetydlig skulle en belastning av ungefär 6 kg COD/dygn krävas.

Bilaga 14 Linjär regression

En linjär regression utfördes på de uppmätta COD-halterna i reaktorn för att kunna erhålla det värde som saknades från den 6:e juli. Halten beräknades sedan med hjälp av den räta linjens ekvation till 11,2 g.

Eftersom överensstämmelsen mellan mätpunkterna och den räta linjen är god kan det beräknade värdet antas stämma.



Figur 1. Linjär regression utförd på uppmätta värden av COD-halt i reaktorn.