

JTI-rapport

Kretslopp & Avfall

36

Avloppsvattenbehandling med membranbioreaktor

Cecilia Hessel



JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik

2005

Avloppsvattenbehandling med membranbioreaktor

– En jämförande systemanalys med avseende på
exergi, miljöpåverkan och återföring av närsalter

Wastewater treatment with a membrane bioreactor

Cecilia Hessel

Innehåll

Förord.....	5
Sammanfattning.....	7
Summary.....	7
Inledning.....	8
Syfte.....	9
Hammarby Sjöstad.....	9
MBR med VSEP.....	10
Bakgrund.....	10
Anaerob nedbrytning.....	11
Mikrobiell tillväxt.....	11
Temperatur.....	13
Fördelar och nackdelar med anaeroba processer.....	14
Membran och dess användning i kombination med bioreaktorer.....	15
Membran – allmänt.....	15
Parametrar som styr separationen.....	18
Membranbioreaktor.....	20
VSEP.....	21
Parametrar som styr separationen.....	22
Anaerob reaktor kopplad till en VSEP.....	23
Systemanalys.....	24
systemstrukturer.....	24
Kärnsystemet.....	25
Uppströms system.....	25
Nedströms system.....	25
Kompensatoriskt system.....	25
Systemavgränsningar.....	25
Känslighetsanalyser.....	26
Exergi.....	26
Exergiberäkning.....	27
Systemanalysverktyg.....	28
URWARE.....	28
URWAREmodell av MBR och VSEP.....	31
MBR-modellen.....	32
VSEP-modellen.....	36
Modellkalibrering.....	37
Fallstudie.....	38
Systemstrukturer.....	38
Systemavgränsningar.....	40

Generella antaganden	40
Genererade nyttigheter	42
Känslighetsanalyser.....	42
Kriterier för utgående vatten.....	42
Energikonsumtion VSEP	42
Arbetsgång	43
Systemstruktur 1a	43
Systemstruktur 1b	43
Systemstruktur 2a	44
Systemstruktur 2b	45
Simulering	45
Resultat	47
Kvalitet på utgående vatten.....	47
Systemens miljöpåverkan.....	49
Växthuspotential	49
Försurningspotential	50
Eutrofiering.....	51
Energi och exergi	52
Känslighetsanalyser.....	57
Kriterier för utgående vatten.....	57
Energikonsumtion VSEP	58
Diskussion.....	59
Slutsatser	62
Referenser	62
Bilaga 1	67
Bilaga 2	69
Bilaga 3	73
Bilaga 4.....	83
Bilaga 5	85
Bilaga 6.....	95
Bilaga 7.....	99
Bilaga 8.....	111
Bilaga 9.....	117
Bilaga 10.....	121
Bilaga 11	127
Bilaga 12.....	131
Bilaga 13.....	135

Förord

Detta examensarbete är ett delprojekt inom utvärderingen av anaeroba reningsmetoder för avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad och mer specifikt för utvärderingen av en anaerob membranbioreaktor. Examensarbetet har utförts på uppdrag av JTI och Stockholm Vatten AB. Det är den avslutande kursen inom civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik som ges vid Uppsala universitet i samarbete med SLU.

Andras Baky, JTI, har varit handledare för examensarbetet. Daniel Hellström på Stockholm Vatten, projektansvarig för de anaeroba processerna vid Sjöstadsverket, har varit biträdande handledare. I projektgruppen för den anaeroba membranbioreaktorn ingår även Lars Bengtsson, Stockholm Vatten AB; Andreas Carlsson, KTH; Rune Bergström, IVL; Mats Ek, IVL; Carl-Henrik Hansson, Nordcap; Kenneth Jensen, AnoxKaldnes AB; Lena Jonsson, Stockholm Vatten AB; Åke Nordberg, JTI; Lars-Erik Olsson, AnoxKaldnes AB och Fredrik Pettersson, Stockholm Vatten AB.

Examinator är Allan Rodhe, institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet. Ämnesgranskare är Bengt Carlsson, institutionen för systemteknik vid Uppsala universitet.

Examensarbetet finns även tryckt hos Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet, Box 337, SE-751 05 Uppsala.

Uppsala i november 2005

Lennart Nelson

Chef för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Sammanfattning

I försöksanläggningen vid Hammarby Sjöstad, Sjöstadsverket undersöks flera olika metoder för att uppnå största möjliga resursutnyttjande. När en ny teknik utprovas är det i allmänhet funktionen hos den givna metoden under givna förutsättningar som undersöks. För att få ett helhetsperspektiv krävs emellertid att den sätts in i sitt sammanhang. En systemanalys gör det möjligt att få en bild av alla för- och nackdelar, såväl av tekniken i sig som av de förutsättningar den kräver. Även effekter som små delar har på ett helt system kan då belysas och dess betydelse för helheten fastställas.

Föreliggande studie möjliggör en systemanalytisk utvärdering av en anaerob membranbioreaktor (MBR) kopplad till ett VSEP-membran (Vibratory Shear Enhanced Process) som är under utprovning vid Sjöstadsverket. Studien jämför två vattenreningstekniker för behandling av två olika typer av avloppsvatten. Dels rör det sig om konventionell teknik (aktiv rening av slam liknande den behandlingsmetod som används idag), dels den nya MBR-tekniken. De vatten som behandlas är blandat avloppsvatten respektive sorterat klosettwater blandat med matavfall från avfallskvarnar.

Systemanalysen har utförts med hjälp av systemanalysverktyget URWARE (URban WATER REsearch). För att kunna bygga upp önskade systemstrukturer har en ny modell för att beskriva den anaeroba reaktorn och VSEP-membranet skapats inom ramen för detta examensarbete. Modellen består av två delmodeller, som liksom övriga modeller i URWARE är substansflödesmodeller där beräkningar är baserade på årsmedelvärden. Modellen har utprovats och kalibrerats mot mätresultat från pilotförsöken vid Sjöstadsverket. I studien jämförs systemen med avseende på energi, exergi och återföring av närsalter.

Utifrån systemanalysen konstateras att MBR-tekniken ger vissa fördelar gentemot konventionell teknik då en stor del av näringsinnehållet från avloppsvattnet kan fångas upp. Detta gäller speciellt då tekniken används i kombination med ett separerat avloppssystem där matavfall blandas med klosettwater. Även växthuspotential för den nya tekniken är lägre totalt sett. Ur exergisynpunkt är konventionell teknik emellertid mer fördelaktig. Till stor del beror detta på hög energiförbrukning pga. den efterbehandling med omvänd osmos (RO) som systemet i dess nuvarande utformning kräver.

Summary

In the pilot plant at Hammarby Sjöstad, Sjöstadsverket, several new methods are tested in order to achieve a good use of resources. When a new technique is considered it is often the performance of the technique itself, under given conditions that is evaluated. However, in order to evaluate the overall function the whole picture is needed. With a system analysis it becomes possible to make a comparison where all the positive aspects are set against the negative ones, for the technique itself as well as its requirements. In this way the influence that minor components have on an entire system can be considered.

This report presents a system analysis of an anaerobic membrane reactor (MBR) with a VSEP-membrane (Vibratory Shear Enhanced Process). The MBR is tested at the research treatment plant at Hammarby Sjöstad. In the analysis presented two different treatment techniques treating two different types of wastewaters are

compared. The considered techniques are conventional (represented by an active sludge process) and the MBR-technique. The waters treated are a mixed wastewater and wastewater from a separating system where closet water is separated from greywater and mixed with food waste from waste disposers.

The system analysis has been carried out with the URWARE (URban WATER REsearch) system analysis tool. A new URWARE-model that describes the anaerobic reactor and the VSEP membrane was created in order to generate the system structures needed for the analysis. The model consists of two submodels, which as the other URWARE-models are mass-flow, steady-state models based on yearly average-values. The model was tested and calibrated from the test-results at the Hammarby Sjöstad pilot plant. In the study the systems are compared considering energy, exergy and recirculation of nutrients.

The VSEP-technique has some advantages compared to the conventional system as it ensures that a large part of the nutritional content in the wastewater can be retained. The advantage is more obvious with the separated system, where food waste is mixed with closet water. Also the global warming potential of the new technique is lower. However, conventional treatment is better from an exergy-perspective. This is mostly due to the high energy consumption as a result of the reversed osmosis (RO) required for post treatment.

Inledning

Miljön runt omkring oss är komplext sammansatt vilket medför en mångfasetterad och fascinerande omgivning, men samtidigt ett brokigt problem om balansen rubbas. För att kunna hålla en hög levnadsstandard utan att riskera ekosystemen runt omkring oss måste lösningar vars sammantagna påverkan blir minimal användas. Nya likaväl som gamla tillvägagångssätt måste prövas i sökandet efter bästa möjliga teknik och alla sannolika följder av ett teknikval analyseras i sitt sammanhang. Även till synes små delar kan inverka på ett helt systems energiförbrukning eller miljöpåverkan varför alla komponenters betydelse för ett system som helhet bör fastställas innan ett val görs. Beslut ska emellertid oftast fattas fort; en alltför utdragen beslutsprocess är det ingen som vinner på, varken beslutsfattare, berörda juridiska och fysiska personer eller miljön. Det är därför önskvärt att kunna utvärdera nya tekniker utifrån ett helhetsperspektiv där alla möjliga effekter vägs in utan ett alltför omfattande och tidskrävande arbete. En systemanalys kan möjliggöra detta.

Vid omhändertagande av avloppsvatten används idag i svenska reningsverk i allmänhet en kombination av mekanisk, biologisk och kemisk rening. De restprodukter som bildas och den energi som krävs för att driva reningsprocesserna bör utnyttjas på bästa sätt. Om näringsämnen i avloppsvattnet återförs till åkrar och det organiska innehållet omvandlas till bioenergi bidrar det till en effektivare resurshushållning. Frånsett de rent praktiska svårigheterna då en ny teknik, för vattenrening eller andra ändamål, ska testas är det ofta vara svårt att få en överblick över total inverkan. Många aspekter finns och för att få ett helhetsgrepp på läget måste kunskaper och erfarenheter från flera områden vägas in. I systemanalysverktygen ORWARE (ORganic WASTE REsearch) och URWARE (URban WATER REsearch) finns modeller över system för hantering av avfall och avloppsvatten samlade. Dessa modeller har byggts upp under flera år och baserar sig bl.a. på ett flertal doktorandprojekt.

Syfte

Syftet med detta examensarbete är att undersöka fördelar och nackdelar med en anaerob bioreaktor kopplad till en VSEP (Vibratory Shear Enhanced Process) jämfört med konventionell rening av avloppsvatten. Föreliggande rapport beskriver den systemanalys som utförts för jämförelsen. Systemanalysen syftar till att utvärdera om den anaeroba teknikens fördelar (utvinning av biogas, möjlighet till att återanvända näringsämnen) väger upp nackdelarna (energiförbrukning för membrandrift). Analysen utförs med avseende på exergi, miljöpåverkan samt återföring av närsalter. Den ska fungera som beslutsunderlag för vilken reningsteknik som skall byggas ut i full skala vid Hammarby Sjöstad. Analysen ska även fungera som en utgångspunkt för andra projekt där VSEP-tekniken kan vara intressant.

Målet inom examensarbetet är att bygga upp systemstrukturer som gör en jämförelse möjlig. Två olika tekniker för behandling av avloppsvatten ska jämföras, den anaeroba membranbioreaktorn och konventionell teknik, för två olika typer av vatten. Målet blir därmed att se till att alla erforderliga delmodeller finns. I rapporten beskrivs de delmodeller som byggts upp för att kunna analysera den nya tekniken.

Hammarby Sjöstad

När det gamla industriområdet kring Hammarbyhamnen skulle byggas om till nytt bostadsområde sattes ett ambitiöst miljöprogram upp. Det övergripande målet är att stadsdelens miljöpåverkan ska vara hälften så stor som vid normal nybyggnation (Miljöprogram för Hammarby Sjöstad, 2000). Detta mål innefattar såväl energi, transporter, markanvändning, byggmaterial, avfall som vatten och avlopp.

Stockholm Vatten AB är en viktig del i utvärderingen av ny teknik för att förbättra energi-, avfalls- och vattenhantering i Sjöstadsprojektet. För att utföra försök med nya metoder har ett mindre reningsverk med fyra processlinjer uppförts intill Henriksdals reningsverk (Stockholm Vatten, 2005). I Sjöstadsverket utvärderas både aeroba och anaeroba metoder. Målet är att hitta en teknik där energi och närsalter kan utvinnas ur avloppsvattnet samtidigt som ett vatten som uppfyller de högt ställda miljökraven kan släppas ut till recipienten (Saltsjön). För vatten och avlopp finns fem uttalade mål (Miljöredovisning för Hammarby sjöstad, 2003):

- Vattenförbrukningen skall halveras
- Slammet skall hålla så god kvalitet att det kan återföras till jordbruksmark
- Avloppsvattnets innehåll av farliga ämnen skall halveras
- Allt dagvatten skall tas om hand lokalt
- Kväveinnehållet i det renade avloppsvattnet skall minska

Dessa mål ska uppnås genom att goda förutsättningar skapas redan i konstruktionsfasen av stadsdelen där en fungerande infrastruktur planeras och ny teknik och lämpliga material används. Ledningsnätet har utformats så att det inte ska ge ifrån sig ämnen som påverkar avloppsvattnets kvalitet negativt, exempelvis har rörledningarna av koppar undvikits för att undvika kopparutfällningar som hamnar i slammet. Ett samarbete med den lokala energientreprenören har kommit till stånd

för att utveckla en effektiv energiutvinning, där utvinning av biogas från anaeroba processer är ett viktigt led (Hammarby Sjöstad, 2005). I planen för hur målen ska uppnås ingår dessutom att de boende i området engageras och informeras för att kunna medverka till ett effektivt resursutnyttjande.

MBR med VSEP

En av de reningstekniker som utvärderas vid Sjöstadsverket är en membranbioreaktor (MBR) där membranet utgörs av en VSEP. Det är en anaerob process där biomassan hålls kvar i systemet med hjälp av ett vibrerande membran. VSEP har visat sig vara en framgångsrik separationsteknik för vätskor av skilda slag. Flera olika typer av membran lämpar sig för tekniken. Främsta fördelen är att membranfunktionen försämras långsammare och energibehovet är lägre än vid konventionell membranteknik. I detta examensarbete utvärderas tekniken i en systemanalys.

VSEP-tekniken är en relativt obeprövad teknik inom kommunal rening av avloppsvatten och det är av intresse för fortsatta försök att ta del av erfarenheter som gjorts i andra försök. En litteraturstudie inledde examensarbetet för att samla kunskap om tekniken. Detta var också nödvändigt för att bygga den modell, som beskriver tekniken för att implementeras i URWARE. I en första del ges bakgrunden till den utvärderade tekniken med en kort genomgång av membranteknik och anaerob nedbrytning i allmänhet och en presentation av VSEP-tekniken. Därefter ges bakgrunden och förutsättningarna för systemanalysen innan modellverktyget presenteras. De systemstrukturer som utvärderats och de modeller som byggts upp för att möjliggöra analysen och som ska ingå i systemanalysbiblioteket går igenom. Avslutningsvis redovisas resultaten från systemanalysen samt en diskussion om vilka slutsatser som kan dras utifrån denna. Detta examensarbete har utförts vid JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik och ingår som en del i VSEP-projektet vid Hammarby Sjöstad, där Stockholm Vatten AB, IVL, AnoxKaldnes AB, Nordcap och Benima medverkar.

Bakgrund

En membranbioreaktor (MBR) kombinerar biologisk rening med membranfiltrering. Vinsten är att det biologiskt aktiva materialet hålls kvar i reaktorn även om genomströmningen är relativt hög. Tekniken har visat sig fungera bra för att avlägsna såväl organiska som oorganiska föreningar ur avloppsvatten (Cicek, 1998). Den biologiska reningen utförs av mikroorganismer som bryter ned det organiska materialet och tekniken kan anpassas för flera typer av rening genom att ympa reaktorn med mikrober anpassade till just det vatten som behandlas. Membranet fungerar som en barriär som separerar vätskan i en renad vätskefas och en koncentrerad fas som återcirkuleras till bioreaktorn. Tekniken är intressant att använda både aerobt och anaerobt. För aerob behandling kan en MBR jämföras med en aktivslamprocess där förtjockare ersatts med membranfiltrering (Jung-Goo, 2002). Den nya teknik som utvärderas i detta examensarbete använder sig av en anaerob process.

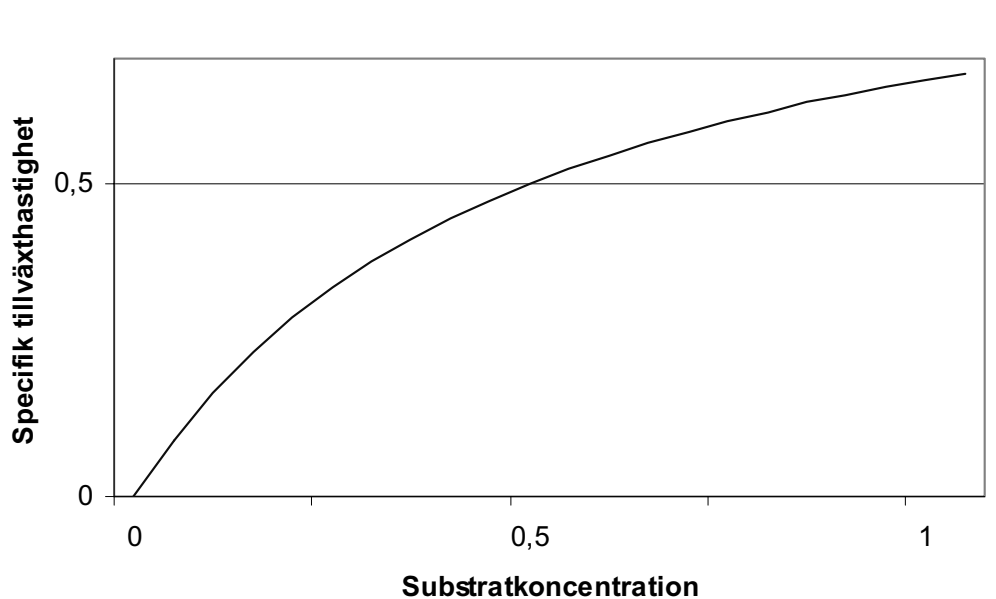
Anaerob nedbrytning

Mikrobiell tillväxt

Generellt kan mikroorganismers tillväxt beskrivas med de samband Monod ställt upp:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{k_s + S} \quad (1)$$

Där μ är tillväxtfaktorn, S substratkoncentration och k_s halvmättnadskonstanten (Carlsson, 2003). Den maximala tillväxthastigheten, μ_{\max} är olika för olika typer av mikroorganismer, sambandet illustreras i figur 1. Halvmättnadskonstanten, k_s , har i detta exempel satts till 0,5. Då substratkoncentrationen = k_s , är $\mu = 0,5\mu_{\max}$.



Figur 1. Illustration av Monodfunktionen, där tillväxthastighet hos mikroorganismer anges som funktion av substratkoncentration vid halvmättnadskonstanten $k_s = 0,5$.

Tillväxthastigheten är beroende av hur mycket biologiskt nedbrytbart material (substrat) som finns tillgängligt och hur snabbt mikroorganismerna kan bryta ned detta. Nedbrytning av substratet beskrivs som:

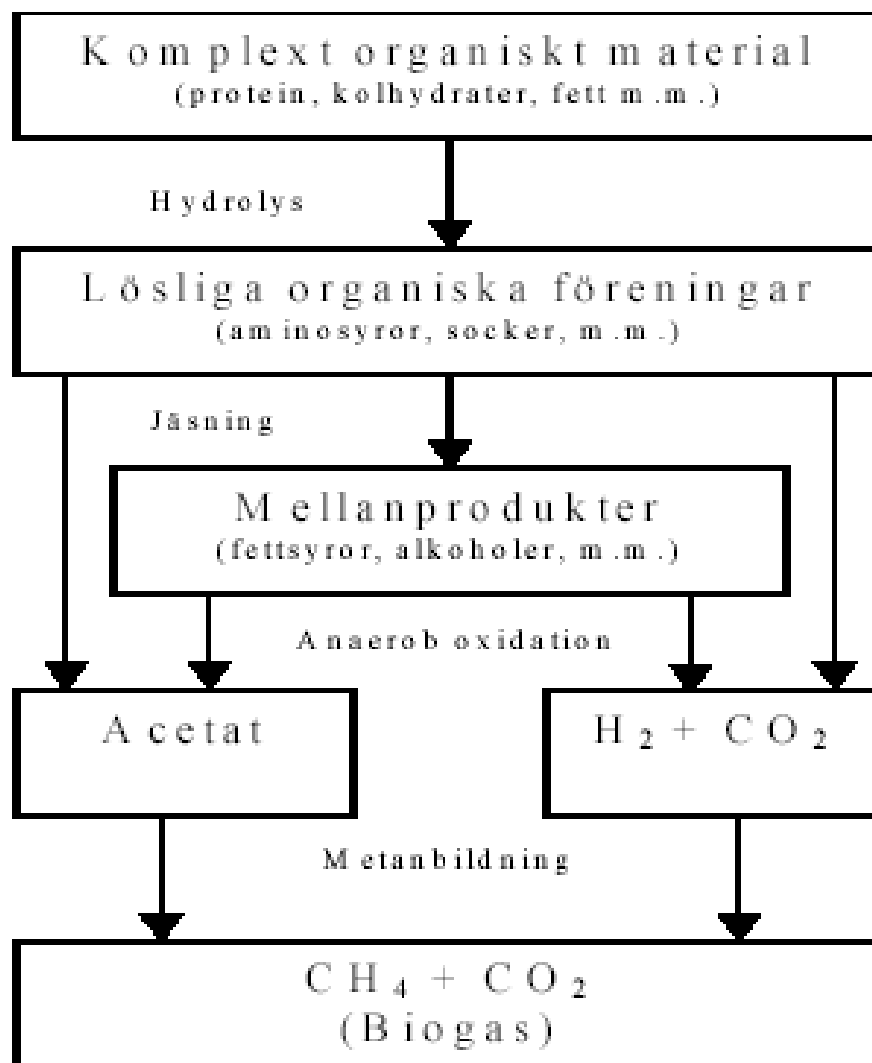
$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu}{Y} \cdot X \quad (2)$$

Där X är koncentrationen biomassa och Y (Yeild) står för utbytet, som beskriver i vilken utsträckning mikroorganismerna klarar att omvandla energin till biomassa. Anaeroba mikroorganismer har en låg specifik tillväxt, d.v.s. ett lågt μ , och det tar därmed längre tid för en anaerob biomassa att tillväxa och omsätta det organiska materialet.

Vid anaerob nedbrytning bryts organiska substanser i substratet ned i flera steg, av olika sorters mikroorganismer (figur 2). Dessa tillväxer olika fort och är olika känsliga för störningar. Hydrolysen och metanbildningen är de steg som bestämmer

hastigheten för nedbrytningen. Genom att öka uppehållstiden för fast material (SRT, Solids Retention Time) får de långsamt växande bakterierna förutsättningar för att växa till. Det kan göras exempelvis genom att minska genomflödes hastigheten (d.v.s. öka hydraulisk uppehållstid, HRT) eller genom att hålla kvar det organiska materialet genom att koppla ett membran till röt-kammaren.

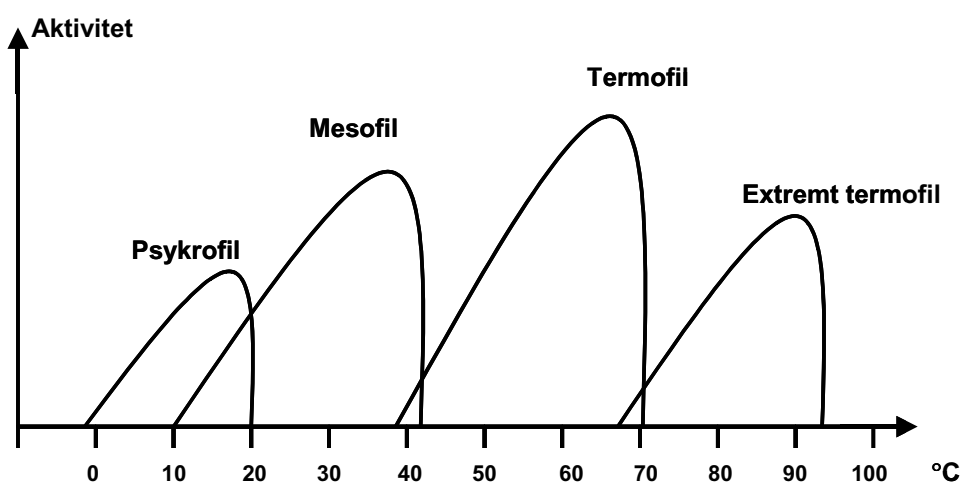
En aspekt som gör anaerob nedbrytning intressant är den gas som bildas. Biogasens sammansättning varierar beroende av vilket material som rötas och består av en blandning av 50-70 % metan, 25-40 % koldioxid och en mindre del andra gaser framförallt vätesulfid, ammonium och vätgas (Örtenblad, 2000). Gasen kan utvinnas och användas för att generera energi, el, värme eller drivmedel till fordon och gasspisar och kan därmed ersätta fossilt bränsle. Okontrollerad anaerob nedbrytning bidrar istället liksom förbränning av olja till en minskad värmeutstrålning från jorden. Växthusverkan från metan beräknas till 23 gånger koldioxidens (Houghton, 2001).



Figur 2. Schematisk bild av hur anaerob nedbrytning sker enligt Hidén (2003).

Temperatur

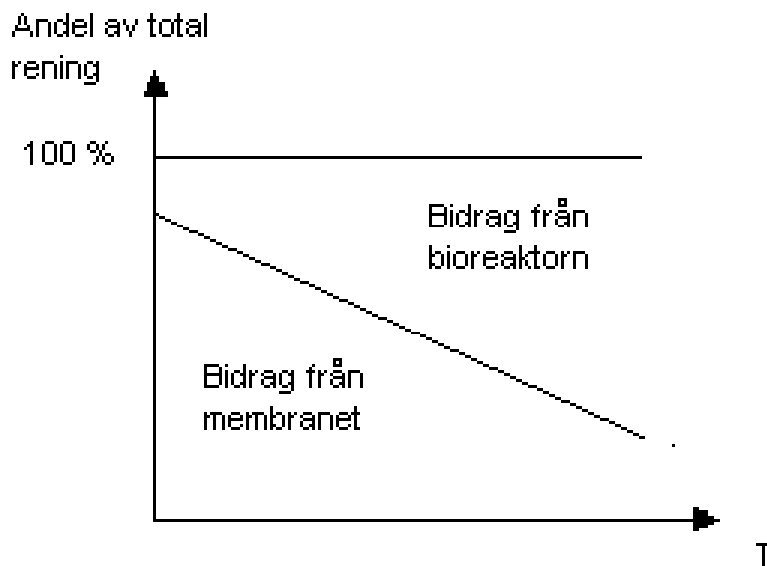
Olika mikroorganismer har olika preferenser för inom vilket temperaturintervall de trivs bäst och brukar delas in i fyra klasser, psykrofila, mesofila, termofila och extremt termofila. Även om gränsen är något flytande mellan temperaturintervallen är det viktigt att observera att bakterierna är bundna till ett specifikt temperaturintervall utanför vilket de antingen passiveras (låga temperaturer) eller dör (höga temperaturer) (Östgaard, 1995). Normal temperatur för anaeroba bioreaktorer är där dessa bakterier har sitt optimum, vid antingen 30-40 °C eller 50-60 °C (van Lier m.fl., 2001). Inom ett givet temperaturintervall kan man generellt säga att den specifika tillväxten (μ) fördubblas för varje gång temperaturen ökar med 10 °C (Östgaard, 1995). Figur 3 ger en bild av hur temperatur påverkar tillväxten och de olika temperaturintervall som förekommer.



Figur 3. Mikrobiell aktivitet för olika temperaturintervall (efter Östgaard, 1995).

En anaerob membranbioreaktor är mindre känslig för temperaturändringar än en bioreaktor utan membran. En reduktion av COD (Chemical Oxygen Demand)¹ på 88 % för temperaturer ned till 12 °C har registrerats i en studie av Wen m.fl. (1999). Reduktionsgraden avtar dock som väntat med sjunkande temperatur och bäst fungerar processen för temperaturer mellan 20-25 °C. Den hydrauliska uppehållstiden blir viktigare vid lägre temperaturer och membranet bidrar till en större del av den totala reningen. Membranets bidrag till reduktionen av COD illustreras schematiskt i figur 4. Chu m.fl. (2005) pekar på att den största delen av COD-reduktionen sker i bioreaktorn. Vid lägre temperatur är aktiviteten i denna lägre, reningen blir därmed mindre effektiv och biogasproduktionen lägre.

¹ Chemical Oxygen Demand, syreförbrukande förmåga. COD ger ett mått på innehåll av organiskt material.



Figur 4. Membranets bidrag till den totala reningen vid olika temperaturer (figuren är inte skalenligt) Fritt tolkat efter Chu m.fl. (2005).

Fördelar och nackdelar med anaeroba processer

Anaerob behandling av avloppsvatten erbjuder en rad fördelar jämfört med konventionell rening (Nordberg m.fl., 2001).

- **Låg slamproduktion.** Mängden överskottsslam som produceras är betydligt mindre än vid aerob nedbrytning.
- **Energiproduktion istället för energikonsumtion.** Vid nedbrytning av det organiska materialet produceras metangas, som kan användas som drivmedel eller för att producera elektricitet.
- **Enkel, utrymmesekonomisk anläggning.** Rötkammaren, eller bioreaktorn har en enkel utformning, med en mindre volym än en motsvarande aerob anläggning. I princip räcker det med en tank där bakterierna kan tillväxa.

Att använda sig av anaerob rening av avloppsvatten verkar tilltalande men att tekniken inte helt tagit över beror givetvis på att den även har avigsidor. Anaeroba mikroorganismer tillväxer långsamt och kräver lång uppehållstid för att hinna bryta ned substratet. Mikroberna har en filamentös struktur vilket medför dåliga sjunkesegenskaper. Utan effektiv avskiljning kommer de därför att följa med utgående vatten med dålig vattenkvalitet som följd. I en eftersedimentering kan fortsatt nedbrytning leda till gasavgång och flotation av sedimenterat material (Elmaleh, 1997). Om den anaeroba bioreaktorn kombineras med ett membran görs slamuppehållstiden oberoende av flödet och många av de nämnda problemen undanröjs. Det största problemet med membranet i sin tur är igensättning av detta.

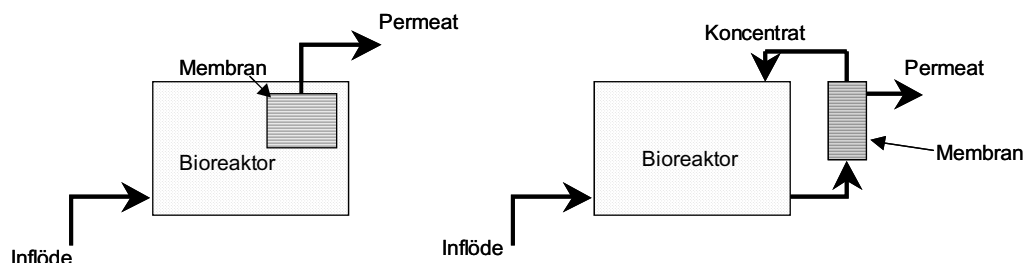
Membran och dess användning i kombination med bioreaktorer

Höga kostnader till följd av dyra membraner och hög energiförbrukning har gjort att MBR-tekniken traditionellt ansetts som en dyr och känslig teknik. Ursprungligen användes membranteknik i vattenrening endast då hög reningsgrad krävdes p.g.a. stränga krav eller då vattnet skulle återanvändas (Cicek, 2003). Speciellt efterfrågad var tekniken för utrymmesekonomiska lösningar. I Japan har en lagstiftning som uppmuntrar till recirkulering av vatten i större byggnader lett till försök att hitta nya tekniska lösningar. Av de 1000 MBR som var i användning 2002 fanns enligt van der Roest (2002) 66 % i Japan. Resterande del återfinns främst i Europa och Nordamerika.

Membran har tack vare den utveckling som skett emellertid blivit både billigare och effektivare. I kombination med att utsläppskraven för renat avloppsvatten skärps allt mer medför utvecklingen att tekniken blivit intressant för ett flertal användningsområden. Idag används MBR till behandling av spillvatten från såväl kommunala ledningsnät, industrier, lakvatten från deponier som flöden från marksanering, och fler möjligheter finns. Tack vare att slamåldern kan tillåtas bli hög kan även långsamt växande bakterier såsom nitrifierare och bakterier som bryter ned komplexa ämnen tillväxa och en mer fullständig nedbrytning åstadkommas. Tekniken erbjuder därmed en möjlighet att rena vattnet även från komplexa ämnen såsom pesticider, hormoner och syntetiska detergenter (Cicek, 2001, Cicek, 2003).

Membran – allmänt

Ett membran kan vid vattenrening ersätta eller komplettera klassiska tekniker för avskiljning såsom kemisk fällning, biologisk rening och sandfilter. I en membranbioreaktor kan membranets placering vara antingen inuti (internt) eller efter (externt) bioreaktorn (figur 5). Ett lägre arbetstryck samt utveckling av passande material har lett till att interna membran fått en utökad kommersiell användning (Cicek, 2003). Det finns även författare som menar att interna membran har fördelar såväl när det gäller energikonsumtion som tvättbehov (Marrot m.fl., 2004). Vid anaerob behandling med VSEP som denna studie inriktar sig på placeras membranet externt.

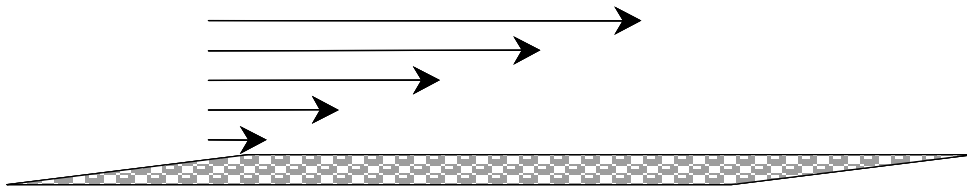


Figur 5. Membranbioreaktor, en schematisk beskrivning av membranets placering internt respektive externt bioreaktorn.

Ett membran är definitionsmässigt en struktur vars utbredning i två dimensioner är mycket större, än dess utbredning i den tredje. D.v.s. ytan är mycket större än tjockleken. Membranfiltrering går, som all filtrering, ut på att en vätska separeras i två faser. Vid konventionell filtrering sker avskiljningen genom att ämnen eller partiklar fastnar i själva filtermaterialet. Vid tangentiell membranfiltrering tvingas vätskefasen igenom membranet genom att vätskan av ett pålagt tryck tvingas längs med membranytan. Flödet över ett membran beror på skjuvhastigheten, γ (s^{-1}), vid membranytan. Skjuvhastigheten definieras som:

$$\gamma = \frac{\sigma}{\eta} \quad (3)$$

Där σ (Pa) är skjuvspänningen mellan membranyta och vätska och η (Pa s) är vätskans dynamiska viskositet. Membranseparationen åstadkoms således med hjälp av hastighetsskillnad mellan vätskan och membranet. Vid traditionell membranseparering skapas skjuvkrafter genom att vätskan drivs förbi membranet med mycket hög hastighet. Vätskan närmast membranet kommer emellertid p.g.a. friktion mot ytan vara i det närmaste stillastående (figur 6). Om det istället är membranet som rör sig i förhållande till vätskan behövs inte ett lika stort pålagt tryck samtidigt som det stillastående lagret närmast membranet elimineras. Partiklar kommer inte att ansamlas vid den vibrerande membranytan. Detta är idén bakom VSEP, Vibratory Shear Enhanced Process.



Figur 6. Hastighetsfördelning i vätska vid membranyta.

De ämnen som inte kan passera membranet p.g.a. storlek, form eller laddning blir kvar på inflödessidan, i den koncentrerade fasen, som kallas koncentrat eller retentat. Den renade fasen benämns permeat. Separation av allt ifrån suspenderat material till joner kan åstadkommas beroende på vilket sorts membran och vilken teknik som används.

Hur mycket permeat som bildas kan beskrivas med hjälp av tryckskillnaden över membranet (Low, 2004):

$$J = \frac{\Delta P - \Delta \pi}{\mu R_t} \quad (4)$$

Där J är flux (flödet per ytenhet över membranet), ΔP är tryckskillnaden (Pa) över membranet, μ permeatets viskositet (Pa s), $\Delta \pi$ det osmotiska trycket (Pa) som motverkar tryckskillnaden och R_t den totala filterresistansen. Det är positivt om J är så stort som möjligt med minsta möjliga tryckskillnad eftersom det minimerar energibehovet och försämringen av membranet. Därför är det en fördel om

$\Delta\pi$, μ och R_t kan hållas små. Även på detta område är en VSEP fördelaktig då det osmotiska trycket är nära noll.

När membran sätter igen leder det till att permeatflödet minskar med tiden. Fluxet kan beskrivas som en funktion av fluxet initialt, J_0 , ($l\ h^{-1}\ m^{-2}$) den tid t (s) som membranet använts och igensättningshastigheten b (Al Akoum m.fl., 2002).

$$J = J_0 t^{-b} \quad (5)$$

Initialflöde och igensättningskonstanten är beroende av en rad parametrar kopplade till membranet, vätskan och separationsförfarandet och kan bestämmas utifrån försök.

För att åstadkomma önskad separation för en given vätska finns vitt skilda typer av membran i olika material, med olika struktur och varierande porstorlek. Klassificering av membran kan ske utifrån olika kriterier. Här lämnas inte utrymme för en djupare genomgång av membran, avsikten med detta avsnitt är endast att ge en översiktlig presentation av tekniken och dess möjlighet. I tabell 1 presenteras en klassificering utifrån porstorlek. Optimalt är ett membran tåligt, har hög selektivitet och bra permeabilitet (Van der Bruggen m.fl., 2003). Valet av material har avgörande betydelse för vilka egenskaper membranet får. Membran består oftast av organiskt polymert eller keramiskt material.

Tabell 1. Indelning i olika typer av membran, uppdelade efter porstorlek.

Membranseparation	Porstorlek [nm]	Separationsmekanism	Användningsområde /Avskiljning
Mikrofiltrering, MF	100-10 000	Filtrering	Förbehandling /Bakterier
Ultrafiltrering, UF	2-100	Filtrering	Makromolekyler /Bakterier, Virus
Nanofiltrering, NF	0,5-2	Filtrering Ytladdning	Flervärda joner /Små organiska ämnen
Omvänd osmos, RO	< 0,5	Diffusion	Ultrarent vatten/Salt

Organiska polymerer som används är t.ex. polytetrafluorethylen (PTFE), polypropylen (PP) och polyetylen (PE). Membran baserade på dessa material består oftast av flera lager, där tunnare, finporigare lager stöds av mellanliggande grovporiga. De finporiga lagren bestämmer gränserna för separationen medan de grovporiga lagren fungerar som stöd. Denna uppbyggnad möjliggör en kombination av högt flux (flöde över membranet) och mekanisk motståndskraft.

Keramiska membran är motståndskraftigare såväl kemiskt, termiskt som mekaniskt. Som utgångsmaterial används oxider av aluminium (Al_2O_3), titan (TiO_2), kisel (SiO_2) och zirkonium (ZrO_2). Dessa material används främst för mikrofiltration och ultrafiltration, men även membran för nanofiltration med större por-diameter kan tillverkas. Andra möjliga membran är att blanda de båda nämnda materialen och under senare år har metallmembran provats för mikrofiltration. Fördelen med de sistnämnda är att de har hög motståndskraft mot höga temperaturer och korrosiva vätskor.

Utveckling av nya membrantyper pågår kontinuerligt för att hitta bättre och tåligare material där funktionsnedsättningen kan minimeras. Detta arbete har beskrivits av bl.a. Fane (1996) och Bai (2002). Exempel på möjliga nya material och nya tekniker är dynamiska membran där beläggningen interagerar med membranet samt de vibrerande membran som denna studie fokuserar på.

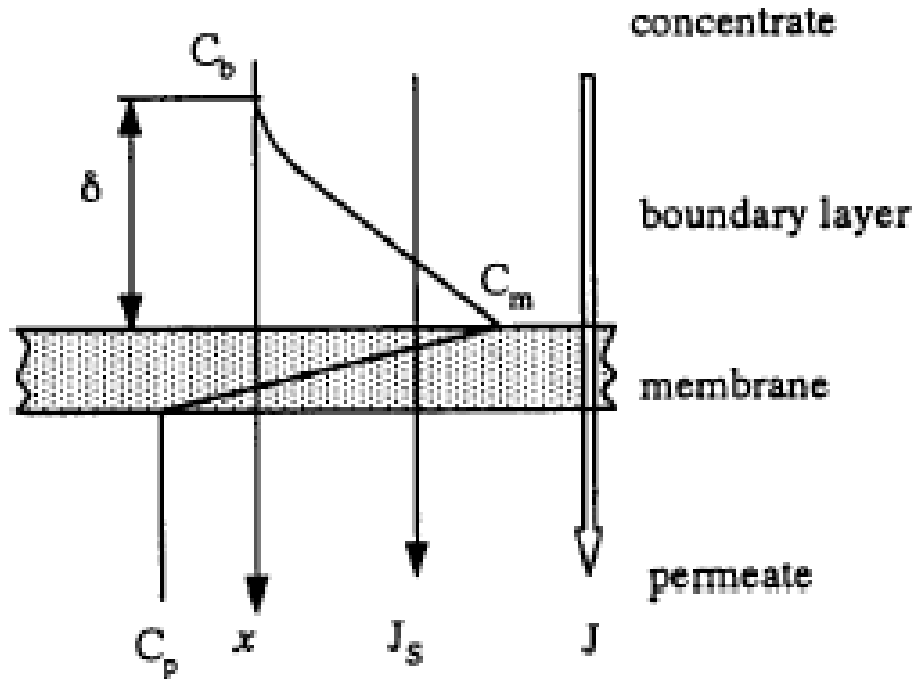
Parametrar som styr separationen

Problem med membranseparation är, som tidigare nämnts, till stor del kopplade till att fluxet försämras med tiden. Flödet över membranet är ofta den avgörande faktorn för om tekniken ska vara kommersiellt användbar för vattenrening, både ur ekonomisk synvinkel och då det blir begränsande för hur stora mängder vatten som kan behandlas. Anledningen till att fluxet försämras är förändringar av membranytan, fouling och koncentrationspolarisering. Även om kvaliteten på permeatet inte påverkas av igensättningen leder den till lägre genomsläpplighet med ökad energiförbrukning som följd. Vid behandling av kommunalt avloppsvatten är mängden olika substanser i löst form och av varierande partikelstorlek en komplicerande faktor. Den heterogent sammansatta lösningen ställer höga krav vid membranseparering, bl.a. är fouling-mekanismerna olika beroende på vilken sorts partiklar det rör sig om. Små molekyllära substanser kan passera in i membranet och adsorbera inuti porerna, medan makromolekyler och kolloider hålls kvar på ytan där en beläggning kan bildas (Bian m.fl., 2000).

Några exempel på hur igensättningen kan motverkas är:

- Förbehandling av inkommande vatten.
- Lämpligt val av membranmaterial. Hydrofoba ämnen strävar efter att lämna vattenfasen och istället sätta sig på membranet. Är membranet hydrofilt kan denna mekanism motverkas eftersom de hydrofoba ämnena repelleras (Nyström, 2003, Choi, 2002).
- Regelbunden backspolning. Ett omvänt tryck läggs över membranet så att permeatvätska pressas bakvägen genom membranet och för med sig orenheter.
- Kemisk rengöring för att lösa upp svårare beläggningar där val av kemikalie görs utifrån beläggningens sammansättning. Är det salter som satt igen membranet väljs en syra medan en organisk beläggning avlägsnas med basiskt rengöringsmedel (Van der Bruggen, 2003)
- Hålla fluxet under den kritiska nivån, J_{crit} . (Marrot, 2004)

De ämnen som inte kan passera membranet ackumuleras i koncentratet, men en del kommer ansamlas vid membranets yta vilket ger en koncentrationspolarisering. Initialt kommer det konvektiva flödet mot ytan vara större än diffusionen ut i lösningen vilket i sin tur leder till att koncentrationen av dessa ämnen blir högre vid membranytan än i lösningen. En osmotisk effekt leder till att vätska som normalt skulle passera membranet hålls kvar vilket medför att koncentrationspolariseringen har negativa effekter på separationen och fluxet (Bian, 2001) Fenomenet illustreras i figur 7.



Figur 7. Koncentrationspolarisering. Närmast membranytan bildas ett gränsskikt där koncentrationen av ämnen som ska separeras blir stor. Detta leder till ett högre osmotiskt tryck som motverkar det pålagda trycket (Bian m.fl., 2000).

Genom lämplig förbehandling kan mängden tvättningskemikalier för membranrengöring begränsas. Möjligheten att helt återställa membranet vid varje tvätt ökar dessutom om förbehandlingen varit effektiv. En möjlighet är att använda ett membran som förbehandling för ett annat. Exempelvis kan ultrafiltration med fördel användas som förbehandling till omvänd osmos vid behandling av blandat hushålls- och industriavlopp. Enligt Kim m.fl. (2002) sänks turbiditeten och andelen lösta ämnen (TDS, Total Dissolved Solids) som avskiljs bibehålls på en hög nivå av 81-89 %. Kapacitetsförsämringen mellan tvättningar blir acceptabel och det räcker med mekanisk tvätt (backspolning) för att få tillbaka ursprungligt flux.

För att minska energiförbrukningen är det intressant att använda grövsta möjliga membran för önskad separation, eftersom vätskan och ämnen som inte behöver avskiljas då lättare passerar genom membranet. Separation av små partiklar kan åstadkommas med ett grovporigare membran genom att vid förbehandling tillsätta ämnen som bildar flockar (t.ex. FeCl_3). Schäfer m.fl. (2001) menar emellertid att användningen av flockningskemikalier inte vägs upp av den lägre energiförbrukningen. De slår fast att mindre porstorlekar är att föredra framför kemfällning för behandling av vatten med en större mängd organiska föreningar. Denna slutsats gäller både avseende kvaliteten på permeatet och kostnader för såväl membran, underhåll, kemikalier som energi.

Enligt en finsk studie (Nyström, 2003) är inte all förbehandling av inkommande vatten av godo. Större hydrofoba substanser (t ex fibrer) som finns i vätskan, som är alltför stora för att kunna leda till porblockering kan fungera som flockbildare. De binder till sig små hydrofoba partiklar i vätskan, vilket leder till att även de mindre partiklarna hindras från att sätta igen membranet.

Membranbioreaktor

MBR-teknik har flera fördelar jämfört med konventionell teknik (He m.fl., 2003). Bland dessa kan nämnas:

- Uppehållstiden för biomassan (SRT, Solid Retention Time) kan kontrolleras oberoende av hydraulisk retentionstid (HRT).
- Kvaliteten på behandlat vatten blir jämnare.
- Minskat behov av efterbehandling.
- Vid aerob behandling är det möjligt att åstadkomma nitrifikation och denitrifikation simultant.
- Automatiserad reglering underlättas.
- Hela reningssystemet blir kompakt och kräver lite utrymme.

Som med alla teknikval finns det även en del nackdelar. Utöver den höga kostnaden är problemen med själva membranet framförallt kopplade till igensättning. Till följd av att allt partikulärt material hålls kvar i bioreaktorn kan en så hög koncentration av vissa ämnen åstadkommas att mikroorganismerna tar skada. En annan nackdel är att det överskottsslam som genereras är mer svårhanterligt p.g.a. dåliga sedimenteringsegenskaper, än vid konventionell vattenrening.

He m.fl. (2003, 5, 6) rapporterar om möjligheten att behandla avloppsvatten med MBR-teknik där ett anaerobt och ett aerobt steg kombineras med ozonering av överskottsslammet. Med denna teknik kan överskottsslammet elimineras helt samtidigt som en god reduktion av COD (Chemical Oxygen Demand) (93 %), SS (Suspended Solids) (100 %), NH₃-N (Nitratkväve) (98 %), totalkväve (83 %) och totalfosfor (78 %) uppnås i bioreaktorn.

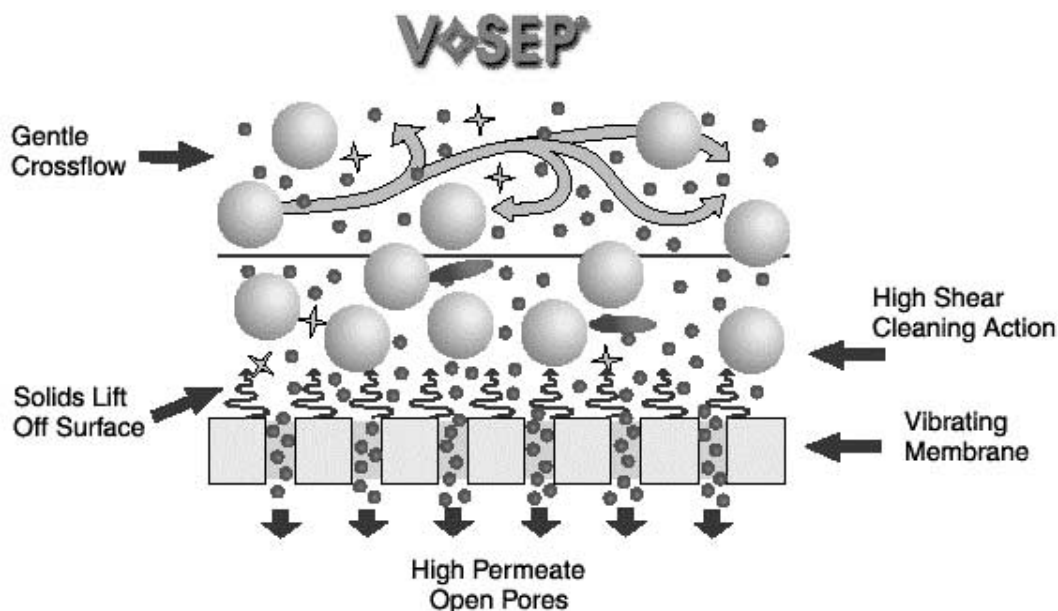
Wen m.fl. (1999) rapporterar om flera undersökningar där anaerob reaktor kopplad till membran gett goda resultat för rening av avloppsvatten med höga koncentrationer löst organiskt material. Emellertid fanns fram till 1999, enligt samma författare mycket få undersökningar av effektiviteten vid rening av avloppsvatten från hushåll. I en studie av ett MF-membran (MikroFiltration) nedsänkt i en anaerob reaktor för behandling av hushållsavloppsvatten visar de att även detta användningsområde är intressant. Slutsatser från studien är att:

- Systemet är robust.
- Systemet klarar variationer i COD-koncentration på inkommande vatten uppemot 4 gånger vad en anaerob reaktor utan membran klarar.
- Systemet klarar variationer i temperatur.
- HRT har underordnad betydelse för reningsgraden. för temperaturer över 15°C.
- COD-halten i utgående vatten var i medel 20 mg/l vilket klarar den i Sverige föreskrivna gränsen på 70 mg/l (SNFS, 1994).
- Upp till hälften av inflödande COD kan omvandlas till metangas.

I en sammanställning av anaeroba membranbioreaktorer av Elamleh och Abdelmoumni (1997) framhålls att kvaliteten på avloppsvattnet kan förbättras då ett membran kopplas till den anaeroba reaktorn. Denna slutsats gäller för såväl rening av COD och BOD som för SS-avskiljning (vid mikrofiltration uppnås total avskiljning av suspenderat material). De redovisar försök där kraftigt varierade uppehållstider, mellan 10 och 330 h inte ger någon märkbar skillnad vare sig på TOC-reduktion (Total Organic Carbon), pH, SS-koncentration eller på gasproduktion i en anaerob bioreaktor kopplad till olika externa UF-membran (UltraFiltration). Elamleh och Abdelmoumni (1997) förespråkar ett system där nedbrytning får ske i två separata reaktorer, med acidogenes (acetatbildning) i den första och metanogenes (metanbildning) i den andra. Från studien, där resultaten från metanogenesen analyseras konstateras att en stor avigsida med anaeroba MBR är försämringen av flödet över membranet till följd av koncentrationspolarisering och igensättning. Författarna menar att den största anledningen till igensättning är partiklar som deponeras på membranet, vilket sker i större utsträckning vid låga flöden. Uppnådda resultaten beror till stor del på att det är en metanogenes som studeras. Substratet är alltså jämförelsevis homogent. Separation av komplext sammansatta substrat skulle leda till värre och annan typ av membranensättning. Författarna poängterar att vattenkvaliteten inte påverkas av membranets igensättning.

VSEP

VSEP har som redan nämnts en rad fördelar jämfört med konventionell membranteknik. I figur 8 illustreras hur flödet över membranytan och membranvibrationen samverkar så att ett lägre tryck behövs samtidigt som igensättning av membranet förhindras.



Figur 8. Flödet över membranytan vid VSEP-separation (New Logic, 2005).

Utvändigt är en VSEP-enhet en cylinder. Den består av cirkulära plattmembran staplade på varandra, åtskiljda av packningar, upphängda i fjädrar. Vibrationen åstadkoms genom att membranerna försätts i självsvingning kring centrumaxeln. New Logic (2005) som tillverkar och marknadsför tekniken framhåller att bästa separation till lägsta energiförbrukning på detta sätt åstadkoms. De senaste åren har fler lyckade försök med VSEP-teknik rapporterats (Bian m.fl., 2000; Vane m.fl., 1999; Huuhilo m.fl., 2001). De flesta studier riktar in sig på industriella avloppsvatten och det finns inte många applikationer på kommunalt avloppsvatten.

Parametrar som styr separationen

Permeatflödet över en VSEP-enhet beror på fler parametrar än vid konventionell membranseparering. Både amplitud och frekvens hos vibrationerna kommer att påverka skjuvhastigheten vid membranytan. Eftersom membranerna är cirkelformade kommer skjuvhastigheten och därmed fluxet också att bero på membranradien, alltså avståndet till plattcentrum. Den maximala skjuvhastigheten uppstår vid membranets periferi.

Olika modeller för att beskriva skjuvhastigheten lyfts fram av olika författare. Enligt Al-Akoum m.fl. (2002) är den:

$$\gamma_{w\max} = \frac{2^{1/2} (\pi f)^{3/2}}{\nu^{1/2}} d = \frac{2^{1/2} (\pi f)^{3/2} \rho^{1/2}}{\eta^{1/2}} d \quad (6)$$

där f är vibrationsfrekvens (Hz), d membranförskjutning vid periferin (m), d.v.s. svängningsamplituden, ν vätskans kinematiska viskositet ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) och ρ är vätskans densitet (kg/m^3).

Bian m.fl. (2000) hänvisar till Konishi m.fl. som beskriver skjuvhastigheten som

$$\gamma = \frac{4 (\pi f)^{3/2} \rho^{1/2}}{\nu^{1/2}} d \quad (7)$$

Medelskjuvhastigheten kan bestämmas genom att ta medelvärdet på den maximala skjuvhastigheten vid två olika radier (avstånd från plattcentrum, m) R_1 och R_2 .

$$\gamma_w = \frac{2^{3/2} (R_2^3 - R_1^3)}{3\pi R_2 (R_2^2 - R_1^2)} \gamma_{w\max} \quad (8)$$

Ett flertal försök med spillvatten från framförallt mejeri och mjölkproduktion redovisas av forskare på Universitetet i Compiègne, Frankrike (Bouzerar m.fl., 2000, Al-Akoum m.fl., 2002, Jaffrin m.fl., 2004). Jaffrin m.fl. (2004) fastställer att skjuvhastigheten mellan vätskan och membranet är avgörande för fluxet. I en jämförelse mellan VSEP och ett system med roterande diskar konstateras att vid samma tryck över membranet (TMP, Trans Membrane Pressure) är funktionen i stort sett likvärdig för de båda systemen. För en given vätska och samma maximala skjuvhastighet mellan vätska och membran är fluxet lägre för VSEP, som i gengäld visar sig mindre känslig för en ökad viskositet.

Bian m.fl. (2000) har i ett försök utfört på flodvatten för separation av humusämnen visat att en bättre separation kan uppnås vid stor vibrationsamplitud. Det står klart att polariseringen kan minskas genom att öka skjuvhastigheten men också att kvaliteten på permeatet försämras vid högre flux. Värt att notera är att en separation av humusämnen vid undersökningen kunde åstadkommas med mikrofiltrering. Humusämnen skulle normalt sett inte hållas kvar av det grovporiga membranet, men p.g.a. av hög skjuvhastighet vid membranytan stannar dessa i koncentratet. Vid en vibrationsamplitud av 1,27 cm kunde så mycket som 50 % av humussubstanser på ca 2 Da (g/mol) hållas kvar.

Även Low m.fl. (2004) har visat att en hög vibrationsamplitud är positiv. En större amplitud med bibehållet tryck gav ett högre flux i en studie utförd på industriellt spillvatten förorenat med finpartikulärt kol. Fluxet avtar något med tiden. För de 120 timmar försöken pågick konstaterades att avtagandet skedde långsammare och var mindre totalt sett ju högre amplituden var. I studien undersöktes även resultat vid olika porstorlekar. Slutsatsen blev att ett membran med större porer tenderar att sätta igen mer vid separation av det finpartikulära materialet. Att använda ett grovporigare membran som medger ett högre initialt flux kan alltså vara olönsamt i längden.

För att minimera igensättningen av membranet vid filtrering av spillvatten från pappersbruk bör vibrationsamplituden maximeras och TMP minimeras. Denna slutsats har kunnat dras från laboratorie- och pilotförsök i Finland (Huuhiilo m.fl., 2001). Optimal vibrationsamplitud för ett givet TMP kunde fastställas (2,9 cm respektive 1 bar) samt att det har betydelse för separationen vilket membran som används. I studien utelämnas emellertid vibrationsfrekvensens betydelse.

Temperaturen kommer troligen ha en viss betydelse för membranfunktionen. Low m.fl. (2004) pekar på att en temperatursänkning från 35 till 27 °C i deras försök ledde till att membranet satte igen fortare. Skillnaden var emellertid mycket liten och försöket pågick endast under 2 timmar.

Anaerob reaktor kopplad till en VSEP

Ett försök där VSEP kopplats ihop med en anaerob reaktor för behandling av primär- och sekundärslam rapporteras av Pierkiel och Lanting (2004). De pekar framförallt på att behovet av förtjockningskemikalier elimineras då membran kopplas ihop med anaerob behandling. Detta medför flera fördelar, dels en minskad kemikalieanvändning och dels elimineras eventuella negativa effekter från fällningskemikalierna på mikroorganismerna. Försöket pågick i 60 dagar och VSEPen rengjordes kemiskt en gång, efter 30 dagar. Under försökstiden rapporteras VSEPen ha fungerat väl, gett ett stabilt flux med låg energiförbrukning och liten konsumtion av tvättningskemikalier. HRT var kort (1-3 dagar) jämfört med SRT (8-12 dagar). Reduktionen av VS var nära 60 %. En bibehållen reningsgrad för kortare hydraulisk retentionstid och ett mindre kemikaliebehov kunde därmed konstateras. Hur stor energi- respektive kemikalieförbrukningen var finns emellertid inte rapporterat.

Sammanfattningsvis visar de studier som gjorts med VSEP att

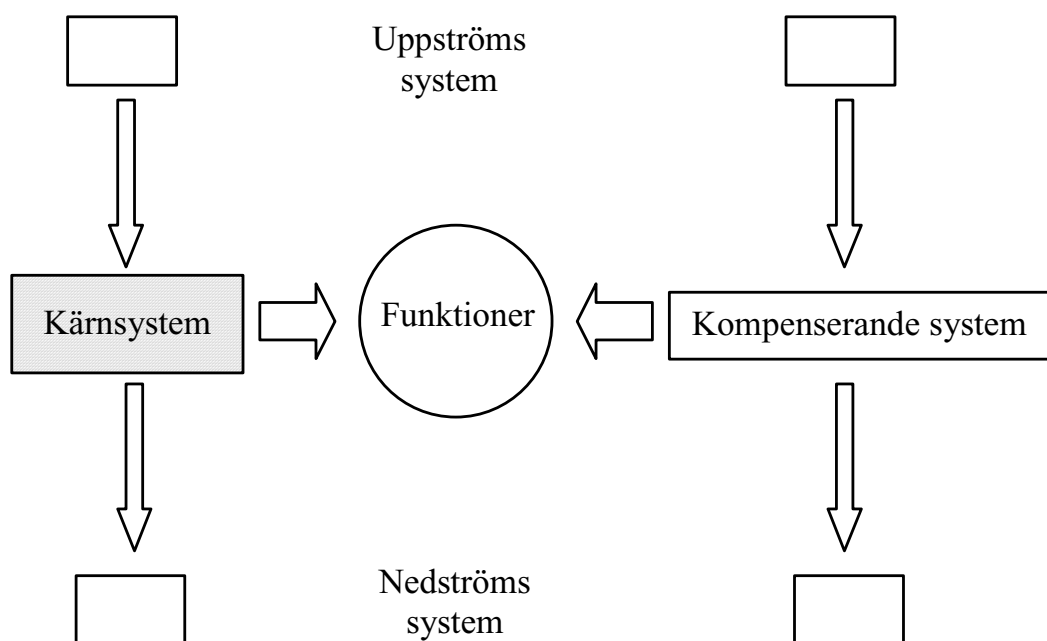
- Lågt TMP minskar risken för fouling och den vibrerande membranytan möjliggör en stor skjuvhastighet vid lägre tryck.
- Skjuvhastigheten är avgörande för flödet genom membranet.

- Vibrationsamplituden är av stor betydelse och är positivt korrelerad till flux. Högre flöde över membranet kan åstadkommas och bibehållas över längre tid om vibrationsamplituden är stor.
- Viskositeten har mindre betydelse för separationen än då andra tekniker används.
- Det är viktigt att välja ett membran som passar den vätska som ska behandlas. Finporiga membran kräver höga tryck initialt, men även storporiga membran riskerar igensättning, speciellt som fler partiklar kommer in i porerna.
- Ämnen av en given partikelstorlek kan separeras med hjälp av grovporigare membran än då konventionella metoder används tack vare hög skjuvhastighet.
- Lägre temperaturer riskerar att medföra att membranet sätter igen fortare.
- Större flux ger sämre kvalitet på permeatet.

Systemanalys

systemstrukturer

Systemanalys kan användas för att utvärdera effekterna av en ny teknik ur ett helhetsperspektiv. Då en systemanalys ska utföras byggs olika systemstrukturer upp. För att möjliggöra en jämförelse kan en systemstruktur där konventionell teknik används och en eller flera med nya teknikval byggas upp. Begreppet teknikkedja används i detta sammanhang för att definiera de metoder som kopplas samman för att utföra en given process. För att kunna studera olika teknikkedjors inverkan måste de systemstrukturer som ska analyseras vara jämförbara med varandra. Det är de om de levererar samma tjänst eller utför samma funktion (Eriksson m.fl., 2002). Ett system består därför, som illustreras i figur 9, av ett kärnsystem, ett uppströms system, ett nedströms system samt ett kompensatoriskt system.



Figur 9. Schematisk beskrivning av det totala systemet som studeras (Eriksson m.fl., 2002).

Kärnsystemet

Kärnsystemet beskriver det fysiska systemet, och utgörs i denna studie av flödet av avloppsvatten och matavfall från hushållen till utsläpp i recipient, spridning på åkermark eller deponering. Kärnsystemet är den del av processen som utför det som efterfrågas, d.v.s. i detta fall renar avloppsvattnet så att det uppfyller ställda krav och hanterar matavfallet. De emissioner till luft och vatten som uppkommer från kärnsystemet för att utföra den efterfrågade funktionen redovisas i systemanalysen. För att nå upp till kraven krävs tillförsel av energi och material vilkas effekter återfinns i uppströms system.

Uppströms system

Uppströms system beskriver allt det som måste tillföras för att processerna i kärnsystemet ska fungera. Termen uppströms syftar till att det är handlar om produkter som skapats i tidigare led. I verkligheten kan miljökostnader i uppströms system ligga långt ifrån kärnsystemet, till exempel utsläpp från tillverkning av råvaror till kärnsystemet som skett i ett annat land. För ett reningsverk ingår t.ex. elektricitetsgenerering och framställning av fällningskemikalier. Tillverkning av maskiner och byggnader som behövs för reningen ligger i allmänhet utanför systemgränsen och ingår inte i analysen. Detsamma gäller för den personal som sköter processen, deras resor, mat och liknande.

Nedströms system

Biprodukter som genereras av processerna i kärnsystemet tas upp i nedströms system. Det handlar om såväl önskade som oönskade biprodukter. Beroende på hur systemgränsen dras kan alla produkter vara inkluderade i kärnsystemet.

Kompensatoriskt system

De funktioner som ett system levererar men inte ett annat måste det andra systemet kompensera för i ett kompensatoriskt system. Om biogas produceras i ett system och kan användas till att driva bussar med måste ett jämfört system kompensera för denna bränsleproduktion. Samma mängd bussbränsle kan i det jämförda systemet utgöras av t.ex. diesel.

Systemavgränsningar

Ett system utan klart definierade gränser skulle kunna bli i princip hur stort som helst. Systemgränsen måste därför definieras utifrån systemanalysens syfte, så att allt som är viktigt för analysen ingår medan effekter som inte skall studeras utelämnas. Ofta dras gränsen vid den funktion som ska utföras. Det är viktigt att klart definiera hur gränsen dras, eftersom en vidare systemgräns kan ge ett helt annat resultat än en snävare. En jämförelse mellan transport med lastbil och transport med tåg kan exempelvis endast energiåtgången för att utföra själva transporten. En annan möjlighet är att även konstruktion av fordon, infrastruktur och bränsleproduktion inkluderas. Vanligt är att definiera följande systemavgränsningar:

- avgränsningar i tid
- geografiska avgränsningar
- avgränsningar i funktion
- avgränsningar av processer i uppströms system.

Känslighetsanalyser

Känslighetsanalysen syftar till att visa under vilka premisser som resultatet av systemanalysen är giltigt. Den påvisar vilka parametrar som är viktigast för resultatet och hur känsligt resultatet är för osäkerheter i olika parametrar och indata. Genom att variera en eller ett fåtal parametrar åt gången kan systemets möjlighet att utföra den önskade funktionen vid olika förutsättningar undersökas. Kanske visar det sig att transport med tåg är överlägset på en sträcka där ett väl fungerande järnvägsnät finns utbyggt, men om sträckan ändras kan resultatet visa sig bli ett annat. Samtidigt kanske analysen får ett helt annorlunda utslag om energiförbrukningen för transporten avviker med ett fåtal procentenheter från antaget värde. Känslighetsanalysen visar då att det är viktigt att kontrollera dessa data för att få rättvisande resultat.

Exergi

För att kunna göra en jämförelse över en process miljöpåverkan behövs ett bredare begrepp än energi. Då energibegreppet enbart tar hänsyn till kvantitet tar exergibegreppet även hänsyn till kvaliteten på energin. Exergi möjliggör även en jämförelse av kvaliteten hos olika material. Exempelvis kan en energiförbrukning vid bearbetat material jämföras med den ökade kvaliteten hos materialet.

Energi kan (enligt termodynamikens andra lag) inte förstöras utan bara omvandlas från ett tillstånd till ett annat. Kvantiteten energi förblir konstant, men detsamma gäller inte för kvaliteten. Kvaliteten är den del av energin som kan användas för att utföra arbete. Med detta menas den del av energin som kan omvandlas till andra energiformer vilket beror på hur koncentrerad, välordnad och strukturerad energikällan är (Hellström, 2003; Szargut, 1988). På samma sätt kan man resonera för material. Ett material kan inte förstöras, bara delas upp i mindre beståndsdelar. Dessa beståndsdelar kan vara inordnade i mer eller mindre välordnade strukturer. Energi och material kan ses som bärare av kvalitet. Denna kvalitet försämras t.ex. då lägesenergi omvandlas till värmeenergi eller en järnspik bryts ned i molekyler och atomer. Energin finns kvar, järnspikens byggstenar likaså men kvaliteten har försämrats.

Exergi är inget absolut begrepp utan grundar sig på en jämförelse i förhållande till ett referenstillstånd, t.ex. kan referenstryck sättas till atmosfärstryck och referenshöjd vara havsytan. Exergin hos ett material är den mängd energi som krävs för att producera detta material från den givna miljön. Att det är viktigt att definiera standardmiljöer för jämförelser av exerginivåer inses lätt genom att använda ett isblock som exempel. Isblockets exergi är betydligt större om det finns i Sahara än på Grönland. Avståndet till jämviktsläget i det omgivande systemet är mycket större i Sahara och kan där användas för att utföra nyttigt arbete. Se tabell 2 för exempel på kvalitetsindex för olika energislag och material (Wall, 1977).

Tabell 2. Kvalitet hos olika energislag och material (Wall, 1977).

Typ	Exempel	Kvalitetsindex [MJ/MJ]
ENERGI		
Potentiell energi	Kraftverksdammar	1
Kinetisk energi	Vattenfall	
Elektrisk energi		
Kärnkraft	Energien i materialet	~ 1
Solljus		0,95
Kemisk energi	Olja, kol, gas	0,95
Het ånga		0,6
Fjärrvärme		0,3
Överskottsvärme		0,05
Värmestrålning från jordytan		0
MATERIAL		
Strukturerat material	Diamant	1
Kommersiellt material	Järn, bly, guld	~ 1
Blandningar	Stål, legeringar, plaster	~ 0,9
Rika mineralfyndigheter	Limonit	0,5 – 0,8
Malm		~ 0,5
Sämre mineralfyndigheter	Bauxit	0,2-0,5
Mineraler lösta i havsvatten eller marken		~ 0

Exergiberäkning

Exergi är alltså ett mått på hur mycket ett system avviker från sin omgivning (Wall, 1977; Wall, 1992). Ekvation 9 anger hur ett systems exergi (J) kan beräknas.

$$E = S(T - T_0) - V(p - p_0) + \sum_i n_i (\mu_i - \mu_{i0}) \quad (9)$$

där S beskriver entropin (J K^{-1}), T temperatur (K), V (m^3) volymen, p trycket (Pa), n antal mol och μ kemisk potential (J/mol). T_0 , p_0 , μ_0 , anger referenstillstånd. Nyttan med att använda detta begrepp är att exergi tillåter en enhetlig kvantifiering av energi och material. Det tillåter en jämförelse av olika sorters energislag mätta i olika enheter vilket ger ett redskap för hur användning av energiresurser ska planeras. I vissa sammanhang används begreppet även för att ta med sociala och ekonomiska faktorer i en jämförelse (Wall, 1977).

I föreliggande studie jämförs exergier för olika delar av processen. Endast avloppsvattnets exergiinnehåll samt den exergi som direkt åtgår för att behandla detta ingår. Genom att följa exergiinnehållet genom ett system kan man åskådliggöra hur väl resursen förvaltas. Andra aspekter än energiförbrukning och uppnådd reningsgrad kan vägas in och bärare av exergi kan utnyttjas bättre. Därmed kan t.ex. möjligheten att återföra näringsämnen till jordbruket jämföras med deponering av restprodukter ur ett resursförbrukningsperspektiv.

Systemanalysverktyg

För en systemanalys behövs adekvata modeller av de delsystem som ingår. Det har länge saknats en standardiserad modell för att beskriva anaerob nedbrytning. IWA (International Water Association) presenterade 2002 ADM1-modellen (Batstone m.fl., 2002), en dynamisk modell som används för att beskriva förloppet vid anaerob nedbrytning. Denna modell är emellertid alltför avancerad för syftet med den systemanalys som utförs i detta projekt. När en modell ska användas för att beskriva och studera effekterna av en ny teknik är det viktigt att den är uppbyggd så att den beskriver de egenskaper som ska studeras. En modell som tar med en process alla detaljer och som beskriver dess hela dynamik har en hög komplexitet, och lämpar sig för exempelvis design av en process. Föreliggande systemanalys syftar till att mer allmängiltiga slutsatser ska kunna dras. När de totala effekterna av en process som en del av ett sammanhang ska analyseras är det inte detaljerna som är det väsentliga.

Systemanalysverktyget ORWARE (ORganic WAsTe Research) har utvecklats för att utvärdera avfallshanteringsystem (Eriksson m.fl., 2002). Inom Mistra-programmet ”Urban Water” har verktyget vidareutvecklats till URWARE (URban WAtER Research) för att mer specifikt kunna användas för vattenreningsystem (Jeppsson, 2005).

URWARE

URWARE består av ett flertal substansflödesmodeller, som tar hänsyn till material och energi. Även kompensatoriska processer för konventionell produktion av till exempel el och näringsämnen finns att tillgå. URWARE-modellerna är uppbyggda i Matlabs användargränssnitt Simulink. Nyare delprocesser finns beskrivna i delmodeller uppbyggda som m-filer (Matlab-programfil). Lager-på-lagerstrukturen i Simulink som ursprungligen användes har frångåtts för att ge en mer överskådlig modell med större möjlighet för användaren att ändra processspecifika parametrar.

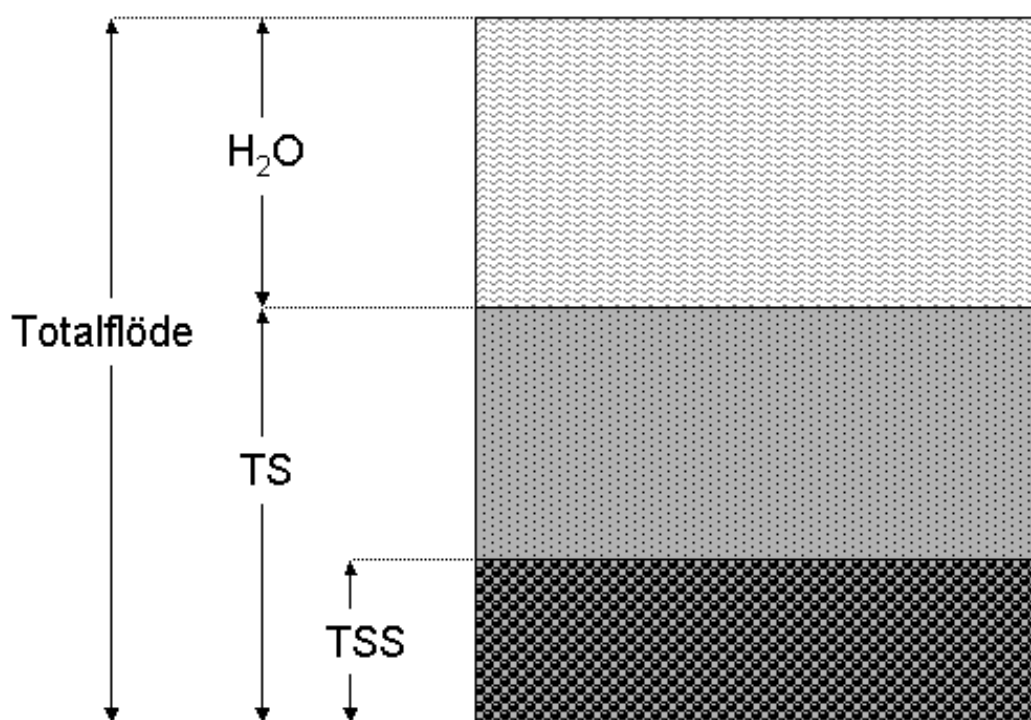
Substansflödets sammansättning beskrivs i URWARE med hjälp av 84 parametrar samlade i en vektor, se tabell 3. Alla 84 element används inte, utan många av dessa är ett arv från ORWARE och överflödiga i vattenflödessammanhang. Att alla element har behållits är för att övergångar mellan modellvärldarna ska gå smidigare, men det är viktigt att hålla reda på vilka element som verkligen används för att undvika felberäkningar. URWARE befinner sig också i gränslandet mellan praxis i olika branscher, där olika parametrar används i vissa sammanhang. Inom VA-branschen används ofta COD som mått på innehåll av organiskt material, medan det vid behandling av fast avfall oftare talas i termer av TS (Total Solids) och VS (Volatily Solids). En användare av URWARE måste vara uppmärksam på detta så att konvertering och tolkning av värden i modellen blir hanterligt.

Tabell 3. URWARE-vektorn. Vektorn består av 84 element, i tabellen visas de element som är väsentliga vid rening av avloppsvatten.

Elementnummer	Parameter
6	= Biologisk syreförbrukning, BOD7
7	= Flyktiga substanser, VS
8	= Torrsvikt, DM, denna parameter beskriver allt löst material, TS
22	= Vatten
23	= Totalkväve, Ntot
24	= Ammoniumkväve, NH3-N
26	= Nitrit- och nitratkväve, NO3-N
28	= Totalsvavel, Stot
29	= Sulfatsvavel, SO4-S)
30	= Totalfosfor, Ptot
32	= Totalkalium, Ktot
42	= Suspenderat (partikulärt) material, TSS
43	= Totalt COD
44	= Kväve i lösligt material, Nsol
46	= Partikulär Svavel
48	= Sulfidsvavel, HS
49	= Organiskt bunden kalium, Kpart
75	= COD för löst, biologiskt nedbrytbart material, CODbiosol
76	= COD för löst, inert material, CODinsol
77	= COD för partikulärt, biologiskt nedbrytbart material, CODbiopart
78	= COD för partikulärt, inert material, CODinpart
79	= Fosfatfosfor, PO4-P
80	= Partikulär fosfor, Ppart
81	= Partikulär kväve, Npart
82	= Temperatur i °C
För aktivslam-modellerna behövs ytterligare sju variabler. (Dessa fungerar som tillståndsvariabler)	
85	= Långsamt biologiskt nedbrytbart material
86	= Heterotrof biomassa
87	= Autotrof biomassa
88	= Löst kväve som hör ihop med den lösta biologiskt nedbrytbara COD-fraktionen
89	= Partikulär kväve som hör ihop med u(85)
90	= Partikulär fosfor som hör ihop med u(85)
91	= Partikulärt svavel som hör ihop med inerta fraktioner

URWARE-modellerna redovisar koncentrationer, istället för den totala massan under ett år, vilket gör det lättare att få en känsla för om rimliga resultat uppnås. För att förenkla sammanslagningar och uppdelning av vattenflöden finns två fördefinierade moduler som konverterar koncentration till massa och vice versa (`conc2load` respektive `load2conc`). Dessa konverterar alla element utom TS (Total Solids, element 8) och vatten (element 22).

TS och vatten anges alltid som mängder (kg/år). Anledningen är antagandet att 1 kg TS utgör 1 dm³, och 1 kg vatten utgör 1 dm³. Flödets totala massa i kg blir densamma som den totala volymen i dm³ och beräknas som summan av massa TS och vatten. Detta förfarande är nödvändigt i de modeller där slamhalten kan förväntas vara hög (t.ex. avvattning där TS-halt kan uppgå till 30 %) och används i alla delmodeller för överensstämmelse (Jeppsson, 2005). I figur 10 ges en bild av hur TS (Total Solids), TSS (Total Suspended Solids), vatten och totalflöde antas förhålla sig till varandra i URWARE. Det underlättar att ha denna bild klar för sig när uppdelningar i olika flöden och fördelningar mellan löst och partikulärt material ska modelleras.



Figur 10. Schematisk bild av förhållandet mellan TSS (Total Suspended Solids), TS (Total Solids), H₂O och totalflöde i modellerna i URWARE.

För att underlätta övergång mellan olika praxis vid bestämning av organiskt material används både COD (Chemical Oxygen Demand), BOD (Biological Oxygen Demand)² och VS (Volatily Solids) som parametrar i URWARE. I flera av delmodellerna används omvandlingsfaktorer för att beräkna mängd BOD respektive VS utifrån en given mängd COD. 1mg biologiskt nedbrytbart COD antas då motsvara 0,65 mg BOD. Förhållandet mellan COD och VS beskrivs med två omvandlingsfaktorer en för löst och en för partikulärt COD. 1 mg löst COD antas motsvara 1,42 mg VS och för partikulära fraktioner antas förhållandet 1 till 1,9. Modellerna för nedbrytning av organiskt material baserar sig på omvandling av COD. Detta ger en förenklad beskrivning, där organiskt material ses som en enhet utan att hänsyn tas till beståndsdelarna, såsom protein, fett och kolhydrater.

² BOD, biologisk syreförbrukningsförmåga. Mått på biologiskt nedbrytbart organiskt material. Kan anges som syreförbrukning under 7 (BOD₇, svensk standard) eller 5 (BOD₅) dagar.

Exerginnehållet kan beräknas genom att använda omvandlingsfaktorer från en given energikälla eller ett givet material. Omvandlingsfaktorer finns som en del av URWAREs programbibliotek i `ExergyInit.m`. Dessa faktorer lagras i en vektor, `exQualityFactor`. De faktorer som används för omräkning av olika energikällor och vissa material redovisas i tabell 4.

Tabell 4. `exQualityFactor` i `ExergyInit.m` i URWARE. Värden som används för beräkning av exergi utifrån en given energikälla eller substans (Baky, 2001).

Exergibärare	Faktor
Potentiell energi	1 (MJ/MJ)
Kinetisk energi	1 (MJ/MJ)
Elektrisk energi	1 (MJ/MJ)
Kärnkraft	1 (MJ/MJ)
Solljus	0,93 (MJ/MJ)
Kemisk energi (olja, kol gas, torv)	0,95 (MJ/MJ)
Het ånga	0,6 (MJ/MJ)
Fjärrvärme	0,3 (MJ/MJ)
Spillvärme	0,05 (MJ/MJ)
Kväve	0,3321 (MJ/mol)
Fosfor	0,1341 (MJ/mol)
Teoretiskt syrebehov, TOD	13,6 (MJ/kg)
Metan	0,83165 (MJ/mol)
Svavel i H ₂ S	0,812*(32,064/34,07994) (MJ/mol)
CO ₂	0,0198 (MJ/mol)

Förutom de funktioner för övergång mellan koncentrationer och massor som tidigare nämnts finns det flera modeller och funktioner i URWARE som hjälper till då systemstrukturer för en systemanalys ska byggas upp. En viktig funktion är den felsökning som ger varningar och felmeddelande som är inbyggd i alla modeller. Kontroll av vissa parametervärden, negativa variabler och massbalanser utförs genom att anropa den fördefinierade funktionsfilen `validitycheck`. En utförlig beskrivning av URWAREs delmodeller har gjorts av Jeppsson (2005). I beskrivningen ingår även den förenklade modell av anaerob nedbrytning som har utvecklats av Jeppsson. Denna modell beskriver en anaerob reaktor i jämvikt vid optimal funktion, reglerad till 35°C. Då ett membran kopplas till bioreaktorn ändras förutsättningarna för den anaeroba processen.

URWAREmodell av MBR och VSEP

För att modellera en MBR med en VSEP har två delmodeller skapats inom ramen för detta examensarbete, en som beskriver membranbioreaktorns funktion, där de ändrade förutsättningar som gäller gentemot den befintliga röt-kammarmodellen beaktats, och en som beskriver membranseparationen. Dessa modeller heter `spMBRadModel.m` och `spVsepModel.m`. Den ursprungliga ansatsen för att beskriva MBRen och VSEPen var att utveckla en delvis dynamisk modell där hänsyn tas till biomassans uppbyggnad beroende på recirkulationen från membranet. Ansatsen övergavs för en mer rättfram ”svart låda”-strategi eftersom de ingående processerna var alltför komplexa för den grovhuggna utgångspunkten från `spADModel` och för systemanalysens syfte. Beskrivningen av processerna blir därmed mycket förenklade. Det är viktigt att ha i åtanke när man arbetar efter en sådan strategi att det som beskrivs inne i modellen inte nödvändigtvis är direkt överförbart till processen som ska beskrivas. Det interna flödet från bioreaktor till VSEP kan inte tolkas som

det verkliga flödet mellan BR och VSEP. Det bör snarare tolkas som vattnet ut från BR minus koncentratet. I modellen finns inte någon återcirkulation utan hela systemet är modellerat ”på en gång” där det enda som är intressant är det som kommer ut beroende av vad som flödar in. Man kan tänka sig att det flöde som i verkligheten återförs med koncentratet i modellen stannar kvar i BR.

MBR-modellen

`spMBRadModel.m` hanterar anaerob nedbrytning vid psykrofila temperaturer (under 25°C), där suspenderat material återcirkuleras. Eftersom modellen ska beskriva en process vid psykrofila förhållande kommer aktiviteten vara låg, men denna låga aktivitet ska delvis vägas upp av recirkuleringen. Modellen baserar sig på massflöden och massomvandling, därför räknas alla koncentrationer om till massor med hjälp av den fördefinierade funktionen `conc2load`. Inflödesvektorn beskriver inflöde från tidigare behandlingssteg, ofta en försedimentering.

I `spMBRadPAR` förenklas kända samband för biologisk aktivitet (se kapitlet ”Anaerob nedbrytning”) för att kunna användas till att beskriva årsmedelvärden. I modellen antas biomassan beskrivas av fraktionen partikulär, biologiskt nedbrytbart COD (`CODbiopart`) och nedbrytningen antas helt enkelt vara en funktion av denna. Förenklat kan detta beskrivas som att den andel `CODbiopart` som inte bryts ned förblir biomassa. Övrig `CODbiopart` finns tillgänglig för att omvandlas till partikulär och löst inert COD. Sambandet beskrivs enligt:

$$COD_{biopart, ut} = COD_{biopart, in} - COD_{biopart, in} \cdot X_d \cdot a_1 \quad (10)$$

där X_d är nedbrytningsfaktorn (parameter 10 i `spMBRadPAR`, se tabell 5), och a_1 är temperaturberoendet, där temperatur anges i °C, enligt:

$$a_1 = \exp((-\log(0,05)) \cdot (T - 20)) \quad (11)$$

Nedbrytningsfaktorn och temperaturberoendet baseras båda på erfarenheter, dels från andra modeller inom URWARE och dels på ADM1-modellen. Nedbrytningsfaktorn beskriver hur stor del av inkommande biomassa, i modellen `CODbiopart`, som bryts ned. Den kan antas vara av samma storleksordning som för motsvarande faktor i `spADmodel` (i URWARE) vilken baserar sig på antagande för anaerob nedbrytning i ADM1 modellen. Den biologiska aktiviteten antas att den halveras vid en temperatursänkning på 10°C. Temperaturberoendet har därför antagits på samma sätt som i de modeller i URWARE som beskriver aktivslamprocessen.

Omvandlingar i bioreaktorn baserar sig till stor del på COD-omvandlingar. Den COD som bryts ned bildar nya COD-fraktioner eller avgår som biogas (CH₄ och CO₂). Lättillgänglig COD, d.v.s. löst biologiskt nedbrytbar (`CODbiosol`) antas att den bryts ned helt, och bildar biogas. Den partikulära COD som bryts ned enligt ekvation 10 övergår i tre fraktioner: partikulär inert COD, löst inert COD och biogas.

BOD och VS beräknas med hjälp av omvandlingsfaktorer som beskrivits i avsnittet ”URWARE”.

TSS och TS antas finnas i samma förhållande till specifika COD-fraktioner i inflöde som i utflöde. Om inkommande mängd TSS är 50 % av inkommande mängd partikulär COD, antas även den utgående mängden TSS vara 50 % av mängden partikulär COD. Samma sak gäller för TS, men där även den lösta fraktionen ingår.

Kväve delas upp i fraktioner enligt tabell 3. För nitrat (NO_3) antas total denitrifikation. All nitrat avgår alltså som kvävgas (N_2). Mängden kvävgas som avges returneras i `extrasvektorn`. Det organiskt bundna kvävet, som alltså återfinns i partikulär form, antas fördela sig likadant mellan COD-fraktionerna i utflödet som i inkommande vatten. För det lösta organiskt bundna kvävet antas ingen nedbrytning. Denna fraktion antas således bestå av svårnedbrytbara föreningar, t.ex. aminosyror. Resterande kväve antas i form av ammonium (NH_4).

Fosfor: nedbrytningen av partikulär, organiskt bunden fosfor beräknas på samma sätt som kväve, baserad på att andelen i olika COD-fraktionerna är densamma före som efter nedbrytningen. Fosfor som inte är bunden i det partikulära organiska materialet återfinns som fosfat (PO_4). Eftersom fosfat lätt bildar utfällningar antas en andel fosfat bilda metallkomplex. Denna andel bestäms i `spMBRadInit` och baseras delvis på erfarenhet (Jeppsson, 2005) men kan även användas för att korrigera fosforhalten i utgående vatten.

Svavelomvandlingen beräknas på liknande sätt som för kväve och fosfor. Även här ansätts en viss komplexbildning med metaller där även den andel vätesulfid (HS) som avgår som gas beaktas.

Kalium beräknas helt och hållet utifrån ett antaget förhållande mellan COD och kalium. Andelen kalium antas vara olika i löst respektive partikulärt bunden COD.

Temperaturen i reaktorn regleras inte och temperaturen på utflödet baseras endast på inflödet. Den värme som eventuellt genereras från biologiska processerna bortses ifrån.

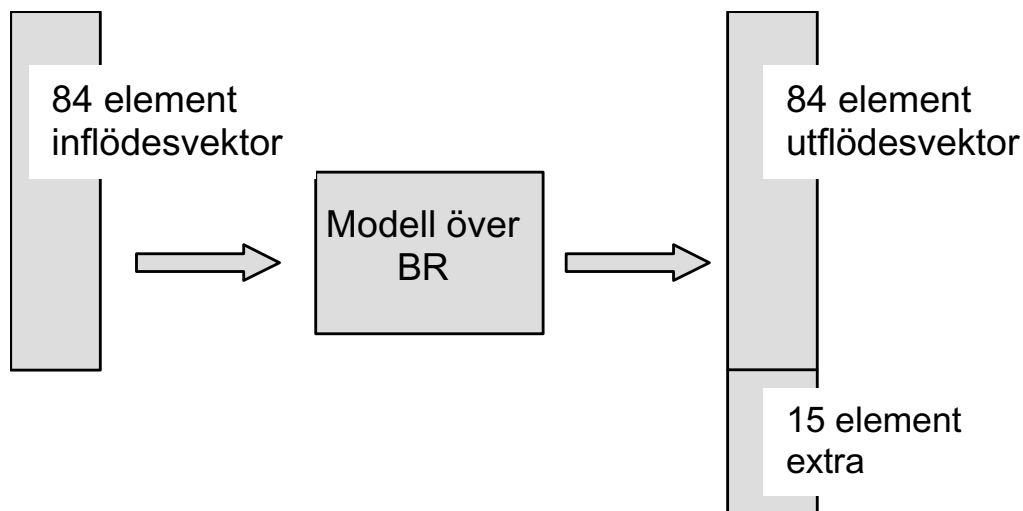
Biogas och energi lagras i den extravektor som modellen returnerar. Extravektorn innehåller energiåtgång och energiproduktion från värmeväxlare samt producerad gas. För att göra modellen kompatibel med andra modeller i URWARE används samma extravariabler som återfinns i `spADModel`. Biogasen som produceras representeras av en vektor bestående av kvävgas, vätesulfid, koldioxid och metan. Den nedbrutna COD som inte återfinns i andra COD-fraktioner (ekvation 10) förutsätts bilda biogas. En del av gasen antas lösa sig i vattnet och eftersom processen körs vid lägre temperaturer förväntas lösligheten vara större. Metans löslighet kan anges som funktion av temperatur (Gas Encyclopedia, 1976). Ett samband kan då sättas upp mellan mängden löst metan (kg) per m^3 vatten och temperatur enligt:

$$CH_{4(aq)} = 0,04 - 0,0007 \cdot \ln T \quad (12)$$

där T är temperaturen ($^\circ\text{C}$). Även koldioxidens löslighet är temperaturberoende, men i tidigare modeller i URWARE har en fix andel på 33 % antagits lösa sig. Detta samband har behållits för att få en bättre överensstämmelse mellan modellerna vilket också kan motiveras med att temperaturberoendet för koldioxid inte är lika starkt som för metan.

I modellen antas alla för mikroorganismerna väsentliga näringsämnen finnas tillgängliga. Ingen hänsyn tas till inhibering om toxiska substanser finns närvarande. Total anaerobi anses råda i bioreaktorn. All COD som bryts ned återfinns som nybildad biomassa, som inert material eller avgår som biogas (CH_4 och CO_2). Biomassans tillväxt och därmed reduktionsgraden är inte beroende av den hydrauliska uppehållstiden eftersom all biomassa antas recirkuleras från membranet.

Inkommande parameter till modellen är URWARE-vektorn bestående av 84 element (se tabell 3 och bilaga 2). Parametrar som styr nedbrytningen är samlade i initieringsvektorn `spMBRadPAR` i initieringsfilen `spMBRadInit.m`. I många fall antas dessa parametrar vara desamma som för den anaeroba reaktorn `spADModel` (definierade i `spADPAR`). För att lämna utrymme för avvikelser ges parametrarna specifikt till `spMBRadModel` och kan därmed ändras oberoende av slamrötningens inställningar. Parametervärdena som antagits baseras sig på erfarenheter och resultat från körningar med andra modeller (Jeppsson, 2004; Batstone m.fl., 2002). Modellen returnerar en 99 element lång vektor. Denna beskriver utflöde (84 element) samt 15 stycken extravariabler som beskriver energiförbrukning och biogasproduktion. Figur 11 ger en schematisk bild av invektor och returnerad vektor från modellen.



Figur 11. Schematisk beskrivning av modellen för membranbioreaktorn.

De parametrar som används av modellen kan modifieras för att stämma överens med aktuella förutsättningar. I tabell 5 redovisas de antaganden som gjorts i en första ansats.

Tabell 5. Defaultvärden, för parametrar som används för beräkningarna i *spMBRadMode1.m* finns lagrade i vektorn *MBRadPAR* i filen *spMBRadInit.m*.

SpMBRadPAR	Beskrivning	Värde	
1 MBRadtemp	Rötkammartemperatur 0 = reaktorn är inte temperaturreglerad	0	°C
2 cp	Värmekapacitet hos vatten	4200	J/kg/K
3 spCODtoBOD	Omvandlingsfaktor mellan COD och BOD7	0,65	
4 spCODtoVS(1,1)	Omvandlingsfaktor från lösligt COD till VS	1/1,42	
5 spCODtoVS(1,2)	Omvandlingsfaktor från partikulärt COD till VS	1/1,9	
6 spCODtoSS(1,1)	Omvandlingsfaktor från löst COD till SS, används ej i modellen.	0,75	
7 spCODtoSS(1,2)	Omvandlingsfaktor från partikulärt COD till SS, används ej i modellen.	0,90	
8 fMBRad_SI	Andel inert löst COD som bildas av nedbrutet partikulärt COD	0,1	
9 fMBRad_XI	Andel inert partikulärt COD som bildas av nedbrutet partikulärt COD	0,15	
10 fMBRad_Xd	Andel partikulärt biologiskt nedbrytbart COD som bryts ned	1-0,05 = 0,95	
11 Nratio_MBRad	Fördelning Npart mellan CODbio,part och CODinert,part ger Npart,bio/Npart,inert	1,8	
12 Pratio_MBRad	Fördelning Ppart mellan CODbio,part och CODinert,part ger Ppart,bio/Ppart,inert	1,8	
13 Sratio_MBRad	Fördelning Spart mellan CODbio,part och CODinert,part ger Spart,bio/Spert,inert	1,8	
14 CODtoCO2	Mängd CO ₂ som produceras per kg nedbruten COD	0,5	kg CO ₂ /kg COD
15 CODtoCH4	Mängd CH ₄ som produceras per kg nedbruten COD	0,25	kg CH ₄ /kg COD
16 Pprec_AD	Andel PO ₄ som bildar metallkomplex	0,2	
17 Sprec_AD	Andel HS som bildar metallkomplex	0,8	
18 Sgas_AD	Andel av den HS som inte bildat metallkomplex som avgår som gas	0,1	
19 i_XBK	Andel kalium i CODpart,bio	0,02	
20 i_XEK	Andel kalium i CODpart,inert	0,00	
21 CO2inwater_MBRad	Andel av producerad CO ₂ som finns löst i vattenfasen.	0,33	
22 N2O_frac_denitri	Andel av denitrifierad NO ₃ som bildar N ₂ O	0	
23 MBRad_TDep	Modelmode beakta temperaturberoende (=1) eller ej (=0)	1	
24 heatrecov_MBRad	Andel av uppvärmningsenergin som kan utvinnas av värmeväxlare	0,35	
25 MBRadEnergy(1,1)	Energi för omrörning i bioreaktorn	3 600 000	J/m ³
26 MBRadEnergy(2,1)	Energi för pumpning av slam	180 000	J/m ³
27 MBRadheatexchanger	Modell mode som avgör om värmeväxlare används eller ej, false eller true	false	
38 MBRadelheatexchanger	Elförbrukning för värmeväxlare	0,2	J/J
29 CH4inwater_MBRa(1,1)	CH ₄ som finns löst i vattenfasen.	0,04	kg CH ₄ /m ³ vatten
30 CH4inwater_MBRa(1,2)	CH ₄ som finns löst i vattenfasen.	-0,0007	

VSEP-modellen

Vektorn in till `spVSEPModel.m` är den 84 element långa utflödesvektorn från bioreaktorn. Modellen returnerar en 176 element lång vektor bestående av permeatet (84 element), koncentratet (84 element) och 8 extra variabler som beskriver energi- och kemikaliekonsumtion. Modellen baseras på en uppdelning mellan partikulärt och löst material. Ingen omvandling förväntas ske vid membran- ytan. En del av flödet återfinns i permeatet och resterande del i koncentratet. Parametervektorn `spVsepPAR` från initieringsfilen `spVsepInit.m` bestämmer förutsättningarna för fördelningen. Beräkningar för permeatet utförs baserade på koncentrationer. TS och vatten anges dock, som alltid i URWARE som massor. Då permeatets sammansättning tagits fram beräknas koncentratflödet genom att totala massan av varje substans i permeatflödet subtraheras från massorna i inflödet. På så sätt uppnås massbalans.

Fördelningen baseras på hur TSS, TS och vatten fördelar sig mellan permeat och koncentrat. I nuvarande utförande baseras fördelningen på total avskiljning av partiklar, d.v.s. inget partikulärt material passerar membranet. Därmed återfinns all TSS i koncentratet. Det lösta materialet fördelar sig som vätskefasen, koncentra- tionen av de lösta ämnena förväntas alltså vara densamma före och efter membra- net.

Utöver flödesvektorerna beräknas även energi-, kemikalie- och vattenkonsumtion för drift av VSEPen. Dessa värden ges som de sista 8 elementen i resultatvektorn från modellen. Energiförbrukningen för membransteget i pilotanläggningen be- döms vara $0,7 \text{ kWh/m}^3$ (Anox, 2004). För ett fullskalesystem utökas kapaciteten både med fler membranstackar men framförallt genom att använda membran med större radie. Den VSEP-modell som är tänkt att användas i fullskala är en VSEP 84" (Hansson, 2004). Det finns inget linjärt samband mellan membran- yta och energiåtgång. Vibrationsenergi för VSEPen beräknas utifrån angiven energi- förbrukning för försöksanläggningen. En VSEP-enhet förväntades då försöken vid Sjöstadsverket inleddes kunna behandla $2,78 \text{ l/min}^3$ (Jonsson, 2005) vilket ger 167 l/h och $1462 \text{ m}^3/\text{år}$. För behandling av 1 m^3 vatten per år behövs enligt dessa beräkningar $1/1462$ VSEP-enheter. Effekten anges vara $7,5 \text{ kW}$ per VSEP-enhet (Hansson, 2004).

För tryckstegring antas en pump DPVF 65 (dp-pumps, 2004) för att uppskatta energiförbrukning. För förväntat flöde från 20 000 pe på $114 \text{ m}^3/\text{h}$ och ett önskat tryck vid anläggningen på 4 bar behövs två stycken pumpar med en märkeffekt på 11 kW .

$$\text{Pumpenergi} = \frac{11 \text{ kW} \cdot 2 \text{ st}}{114 \text{ m}^3 / \text{h}} = 0,19 \text{ kWh} / \text{m}^3 \quad (13)$$

Energiförbrukningen i modellen kan ställas in för att antingen basera sig på antagandet för total energiförbrukning eller på en summering av energiförbruk- ning för vibration och pump. Denna inställning görs i `spVsepModel`. För de resultat som presenteras i denna rapport har antagandet om en total energiförbrukning av $0,7 \text{ kWh/m}^3$ använts.

³ Senare i försöken låg flödet på 1 l/min (Hellström, 2005).

Modellen tar inte hänsyn till försämring av membranet. Den funktionsnedsättning som uppkommer, t.ex. p.g.a. igensättning, antas ingå i de årsmedelvärden modellen behandlar genom att tas med då parametervärden för separationen ansätts. I tabell 6 redovisas de antaganden som gjorts i `spVsepInit`.

Tabell 6. Defaultvärden, för parametrar som används för beräkningarna i `spVsepModel.m` finns lagrade i vektorn `spVsepPAR` som bestäms i `spVsepInit.m`.

SpMBRadPAR	Beskrivning	Värde	
1 WaterDep	Andel av inkommande "vattenkoncentration" (massa vatten/totalflöde) till permeat	0,96	
2 spVsepfracSSPermeat	Andel av inkommande TSS i permeatet		
3 spCODtoBOD	Omvandlingsfaktor mellan COD och BOD7	0,65	
4 spCODtoVS(1,1)	Omvandlingsfaktor från lösligt COD till VS	1/1,42	
5 spCODtoVS(1,1)	Omvandlingsfaktor från partikulärt COD till VS	1/1,9	
6-13	Dessa parametervärden används ej		
14 spVsepEnergy	Energi (el) som behövs för att driva VSEP	2,52 * 10 ⁶ (= 0,7kWh)	J/m ³
15 spVsepShearEnergy	Energibehov för vibration	27 * 10 ⁶ (=7,5 kWh)	J/ enhet
16 spNoofRacks	Antal vsep-enheter för att behandla 1m3	1/1460	Stycken
17 spVsepPumpEnergy	Energi till pump	0,19	KWh/m ³
18 cleaningwater	Mängd vatten för rengöring av membran (Tvättning var fjärde dag)	30*365 / 4	l/år
19 cleaningchem	Mängd kemikalier för rengöring av membran (Kemikalietvätt 19 gånger per år)	19*11	l/år

Modellkalibrering

Modellernas överensstämmelse med förväntad funktion kontrolleras genom att först välja en lämplig invektor, densamma som ska användas i systemanalysen baserad på standardavloppsvattnets sammansättning (Jönsson m.fl., 2005). Resultaten vid modellkörning jämförs därefter med uppmätta värden.

De mätvärden som finns att tillgå från pilotanläggningen har använts för att så långt som möjligt låta `spMBRadModel` och `spVsepModel` beskriva en verklig membranbioreaktor enligt analysresultat vid pilotuppställningen på Sjöstadsverket. Parametervärden för modellen har justerats efter diskussion bl.a. i referensgruppen inom VSEP-projektet. Resultat från kalibrering finns redovisade i bilaga 7.

Arbetet med att ta fram de modeller som beskrivs ovan har varit en kontinuerlig process genom hela examensarbetet. Modellkalibrering har varit en iterativ process där erfarenheter från flera håll har varit vägledande. Modellerna är inte heller att betrakta som slutgiltiga. Den process som modellen beskriver är inte utprovad i fullskala och pilotförsöken med VSEP vid Sjöstadsverket kommer att fortgå. Detta medför att modellerna bör revideras. Modellerna med tillhörande initieringsfiler finns redovisade i bilaga 3-6.

Fallstudie

I detta avsnitt redovisas hur systemet definierats och vilka systemgränser som satts upp för att jämföra VSEP-tekniken med konventionell rening.

Systemstrukturer

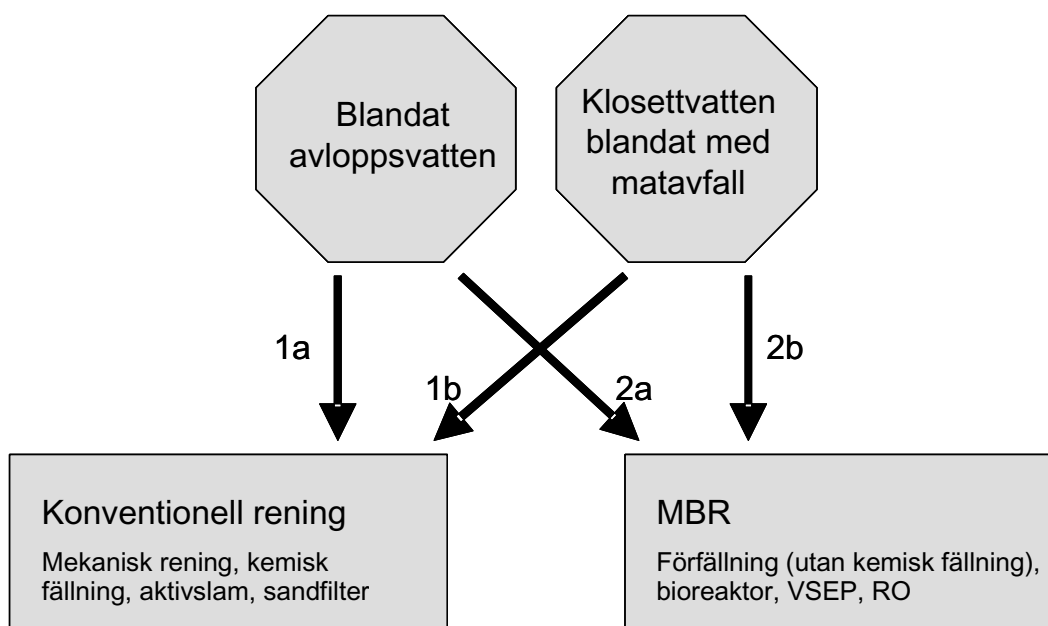
Två olika teknikkedjor (tekniker som kopplas ihop för att utföra den efterfrågade funktionen) används för vattenrening.

1. Konventionell rening med kemisk fällning, aktiv slamprocess och sandfilter.
2. Rening bestående av en membranbioreaktor (där membranet utgörs av en VSEP) med försedimentering utan fällningskemikalier samt RO (omvänd osmos) som efterbehandling.

Teknikkedjorna testas för två olika typer av inkommande vatten.

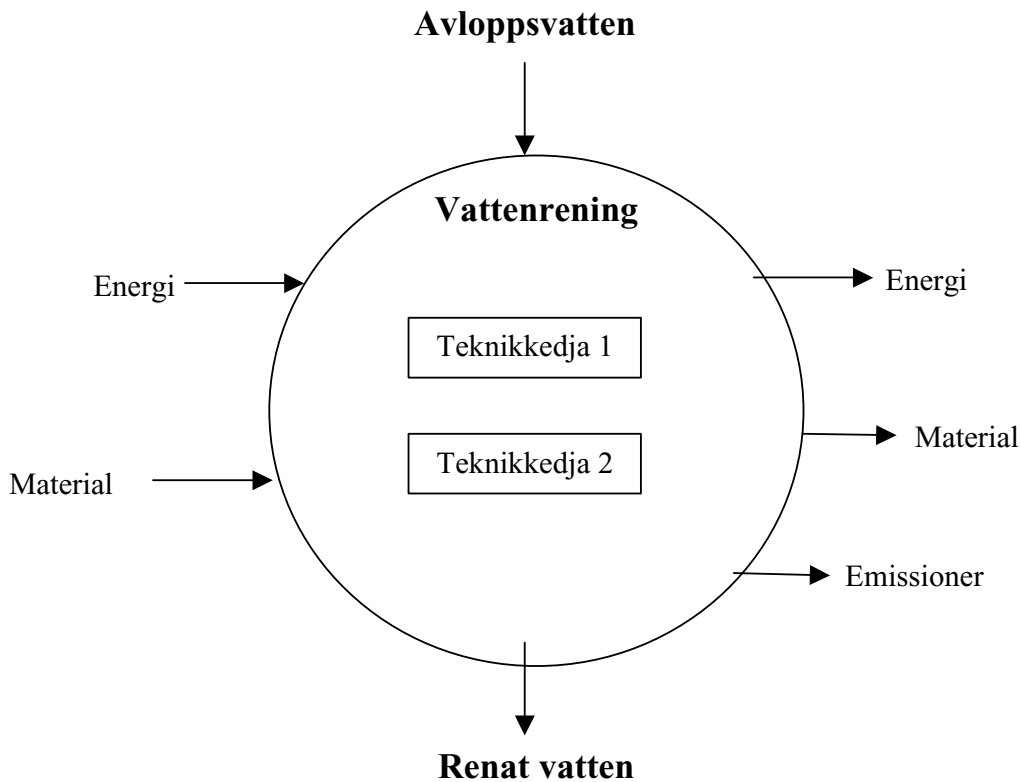
1. Avloppsvatten från Hammarby Sjöstad.
2. Separerat system där klosettwater blandat med matavfall från avfallskvarnar och vatten från bad, disk och tvätt (BDT) kan behandlas separat.

Fyra systemstrukturer ställs upp för att jämföra vattenreningsteknikerna där respektive teknikkedja testas för båda typerna av avloppsvatten (figur 12).



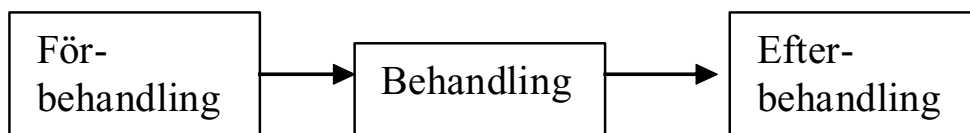
Figur 12. Schematisk beskrivning av systemanalysens fyra systemstrukturer. Två typer av avloppsvatten behandlas med två olika teknikkedjor ger fyra systemstrukturer. Matavfallet behandlas i systemstrukturerna 1a och 2a genom kompostering. BDT-vatten behandlas i systemstruktur 1b och 2b med konventionell rening. I systemstruktur 1b blandas därmed allt avfall som beaktas i systemanalysen, avloppsvatten och matavfall.

Figur 13 ger en schematisk beskrivning av teknikkedjorna i vattenreningsystemet.



Figur 13. Beskrivning av vattenreningsystemet.

Teknikkedjornas funktion kan delas upp i tre steg förbehandling, rening och efterbehandling (figur 14).



Figur 14. Beskrivning av teknikkedjor.

Förbehandling: Här inräknas den energi- och materialåtgång som uppkommer innan materialet, d.v.s. avloppsvatten och matavfall anländer till reningen. Energiåtgång för transport i ledningar och avfallskvarnar och produktion av dricksvatten till att spola i toaletter och för BDT vägs därmed in.

Rening: Reningen utgörs av de processer som krävs för att utgående vatten ska uppfylla uppsatta krav. Detta innefattar den energi som åtgår för att hålla reningen igång (exempelvis till pumpar för syresättning alternativt membrantransport) samt de substanser som behövs (fällningskemikalier, tillsatt kolkälla, rengöringsmedel, m m). Slammet behandlas på plats och resterna transporteras med lastbil.

Efterbehandling: Efter reningssteget krävs en efterbehandling, slam från konventionell rötning skickas till förbränning och vidare till deponi, koncentrat från RO och slam från MBR används som näring i jordbruk. De transporter som krävs och de emissioner som genereras studeras.

Systemavgränsningar

Avgränsningar i tid: I systemet ingår behandling av avloppsvattnet som genereras under ett år, från att det genereras tills det uppfyller gällande krav för att kunna släppas ut till recipient. Detta innefattar alla de biprodukter som bildas, t.ex. slam, och de processer som krävs för att behandla dem, avvattning, förbränning av slam etc. Deponering av slagg och aska från förbränning av slammet omfattar den tid då deponins emissioner domineras av inre, främst anaeroba processer, initial nedbrytning av organiskt material. Denna tidsperiod brukar benämnas ST (Surveyable Time) och uppskattas till ca 100 år. Stora mängder metan och koldioxid bildas under denna fas. Därefter antas deponin nått jämviktsläge så att in- och utflöden av olika ämnen är konstanta över tiden (Sundqvist m.fl., 1999).

Geografiska avgränsningar: Endast behandling av vatten från hushållen i Hammarby Sjöstad ingår i studien. Emissioner m m från behandling av slam som transporterats från sjöstaden allokteras till vattenbehandlingen. Påverkan på recipient för utgående vatten, åkermark som eventuellt tar emot slam och närsalter ingår.

Avgränsningar i funktion: Systemets funktion är att leverera ett renat avloppsvatten, som uppfyller de krav som idag gäller för Henriksdals reningsverk (se tabell 7 och "Generella antaganden" i nästa avsnitt) samt att ta hand om producerat matavfall. Dessutom produceras biogas, slam som innehåller närsalter.

Avgränsningar av processer i uppströms system: Processer i uppströms system beräknas, så långt möjligt⁴, utifrån ett livscykelperspektiv. Därmed ingår även utvinning, transporter och tillverkning av uppströms material och energi.

Generella antaganden

- Utgående vatten ska uppfylla uppsatta mål som gäller för Henriksdal avseende utsläppshalter och utsläppt mängd, se tabell 7. Krav på COD, P_{tot} , NH_4-N och N_{tot} beaktas i första hand. En jämförelse görs med uppsatta mål för Hammarby Sjöstad.
- En funktionell enhet omfattar sjöstadens totala behov, vilket motsvarar 20 000 pe (personekvivalenter) (Stockholm Vatten, 2005).
- Vattenreningen antas kunna gå på full kapacitet utan driftstörningar. Det vill säga kontinuerlig behandling för 20 000 pe.
- Avloppsvattnet leds i ett separerat ledningssystem där dagvatten inte blandas med avloppsvattnet och där inläckage antas försumbart.
- Inkommande vatten baseras på de medelvärden som används inom URWARE-gruppen (Jönsson m.fl., 2005) för avloppsvatten från hushållen i Hammarby sjöstad.
- De två vattnen som behandlas jämförs i de praktiska försöken med avloppsvatten från Bälinge och matavfall från SRVs anläggning i Gladö kvarn, Huddinge (Hellström, 2004).

⁴ Där data för påverkan utifrån livcykelperspektiv finns tillgängligt.

- Temperaturen på inkommande vatten baseras på årsmedeltemperatur och är 12,5 °C (Jönsson m.fl., 2005). Temperaturen regleras inte i teknikkedja 2 (förutom vid rötning och hygienisering av överskottsslam).
- Konventionell vattenbehandling (teknikkedja 1) beräknas utifrån Henriksdals reningsverk.
- Det matavfall som i systemstruktur 1b och 2b blandas med avloppsvattnet behandlas i systemstruktur 1a och 2a genom kompostering (Lilliehöök, 2004).
- Transport till komposten vid Sofielund sker med lastbil med släp. Den transporterade sträckan blir därmed 20,5 km (eniro, 2004).
- Det komposterade materialet sprids på åkermark där det ersätter handelsgödsel.
- Slam som bildas vid vattenreningen rötas och avvattnas och sprids därefter på åkermark där det ersätter handelsgödsel.
- Koncentratet från RO sprids på åkermark där det ersätter handelsgödsel.
- Transport av material från kompost, avvattnat slam samt RO-koncentrat sker med lastbil med släp. Sträckan till åker uppskattas till 50 km (Sonesson, 1996).
- Slammet från reningen av BDT-vatten transporteras med lastbil med släp till förbränning i Högdalen. Transporterad sträcka är 11 km (eniro, 2004).
- Aska och slagg från förbränning av BDT-slam läggs på deponi vid Sofielund. Transporten från Högdalen, 4 km (eniro, 2004) sker med lastbil med släp.
- Uppströms processer är generering av elektricitet och produktion av kemikalier.
- Uppströms produktion av elektricitet antas ske med den produktion som antas för normal svensk elförsörjning (svensk medelelmix, se bilaga 1).
- Energiförbrukningen vid framställning av kompensatoriska gödningsmedel baserar sig på värden från Hydro Agri AB (Davies, 1999).
- Utnyttjande och omhändertagande av slam, närsalter och biogas ingår i kärnsystemet.
- Biogas antas kunna utnyttjas som fordonsbränsle för Stockholms busstrafik.
- Kompensatoriskt bränsle för biogasen är diesel.

Kriteriet vid testkörning av respektive systemstruktur är att det ska generera ett avloppsvatten som uppfyller ställda krav för att släppas till recipienten. Dessutom görs jämförelser med uppmätta halter i utgående vatten från Henriksdals reningsverk, speciellt där lagkrav saknas. Dessa krav och uppmätta halter redovisas i tabell 7. För att underlätta en jämförelse har mängderna räknats om för att gälla för 20 000 pe. Utsläppskraven gäller för Henriksdal, Bromma och Loudden med totalt 965 700 anslutna. Omräkning sker enligt

$$m_{20000\text{pe}} = \frac{m_{\text{lagkrav}} \cdot 20\,000}{965\,700} \quad (14)$$

där m anger mängd som ton/år. Rapporterade utsläpp för Henriksdal gäller för 657 000 anslutna och omräkning sker på motsvarande sätt som ovan.

Tabell 7. Ställda krav (Miljödomstolen, 2000) och uppnådd kvalitet från Henriksdals reningsverk (Stockholm Vatten, 2004).

	Krav		Henriksdal		
	Konc	Mängd	Konc	mängd	Redukti on
	[mg/l]	[ton/år]	[mg/l]	[ton/år]	[%]
TSS	-	-	2	130	99
TS	-	-	-	-	-
BOD7	8	1500	2	130	99
COD	-	-	<30	2200	94
Ptot	0,3	50	0,12	9,3	98
PO4-P	-	-	0,07	5	-
Ntot	10	1750	7,4	570	83
NH3-N	3	-	0,8	60	97
NO3-N	-	-	5,4	450	-

För att beskriva transporter, kompost och förbränning används de ORWARE-modeller som beskrivits av Sonesson (1996). Processer i vattenreningsverk och ledningstransporter baserar sig på Jeppsson (2005).

Genererade nyttigheter

Termen nyttigheter används emellanåt i systemanalyssammanhang för att beskriva produkter som har ett mervärde, som systemen levererar. Nyttigheter är alltså funktioner som genereras. Vid vattenreningen produceras fjärrvärme, biogas och närsalter. Näringsämnen behövs i jordbruket och den del som kan utvinnas ur avloppsvattenbehandlingen i form av slam och närsalter från RO kompenseras annars med handelsgödsel.

Känslighetsanalyser

Kriterier för utgående vatten

En analys görs där hårdare krav än vid den ursprungliga systemanalysen ställs på utflödet. Denna känslighetsanalys kan även ge en indikation för de hårdare krav som ställs för Hammarby Sjöstad.

Energikonsumtion VSEP

Då osäkerheten kring energikonsumtionen för VSEP är stor görs en känslighetsanalys där energikonsumtionen i $spVsepInit$ ändras. Variationen görs för systemstruktur 2a och de fall som jämförs är

- Vibrationsenergi antas vara 7,5 kWh och pumpenergi 0,1 kWh
- Vibrationsenergi antas vara 7,5 kWh och pumpenergi 0,19 kWh
- total energikonsumtion (pump + vibration) är 0,7 kWh/m³ (Anox, 2004)
- vibrationsenergin är kraftigt förhöjd till 8 kWh/m³ (Carlsson, 2005).

Arbetsgång

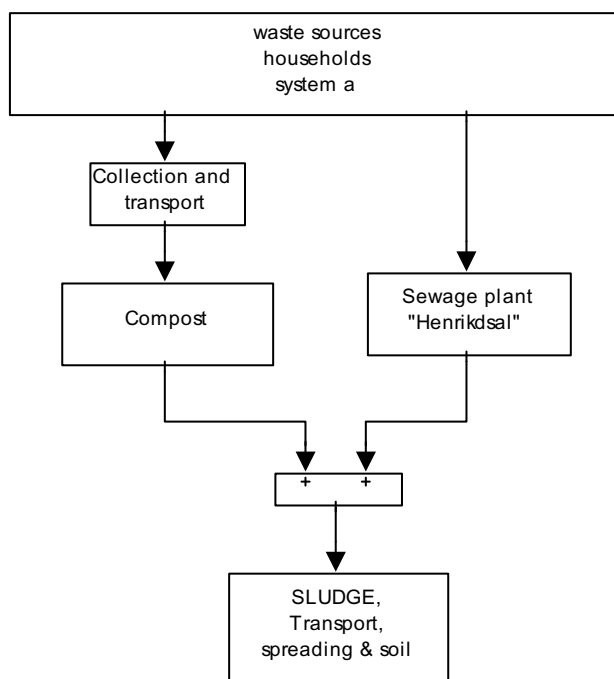
För att utföra systemanalysen skapas de fyra systemstrukturerna 1a, 1b, 2a respektive 2b (se figur 12) i Simulink med hjälp av modellbiblioteken i ORWARE och URWARE. Följande avsnitt ger en övergripande presentation av hur systemstrukturerna är uppbyggda. Därefter presenteras arbetsgången vid simulering.

Systemstruktur 1a

I systemstruktur 1a (figur 15) behandlas blandat avloppsvatten (BDT och klosettavlopp) med konventionell vattenrening. Matavfall samlas ihop och transporteras med lastbil med släp till kompostering vid Sofielund. Det komposterade materialet och det avvattnade rötslammet från vattenreningen används för spridning på åkermark. Näringsämnen transporteras med lastbil med släp till åkern. Spridning sker med gödselspridare.

Model City
Hammarby Sjöstad
Scenario 1a
Version 1
(URWARE-CSTR)
WWTPplant modified by CH

Henriksdal WWTP
normal waste water



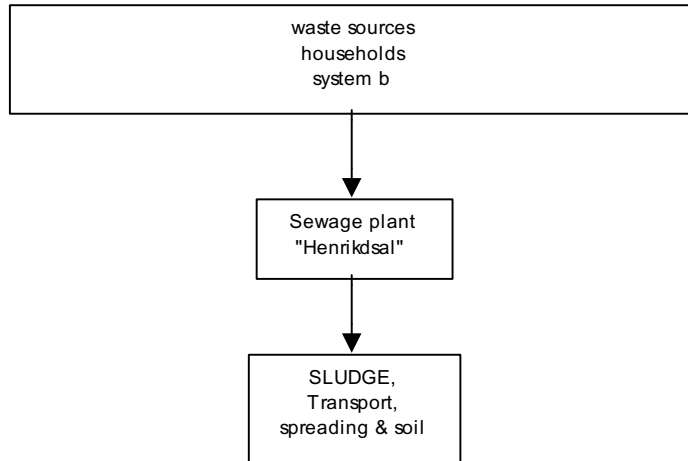
Figur 15. Övergripande struktur i Simulink för systemstruktur 1a.

Systemstruktur 1b

I systemstruktur 1b blandas allt avloppsvatten med matavfall och behandlas med konventionell avloppsvattenhantering enligt teknikkedja 1 (figur 16). Avvattnat rötslam används för spridning på åkermark. Näringsämnen transporteras med lastbil med släp till åkern där spridning sker med gödselspridare.

Model City
Hammarby Sjöstad
Scenario 1b
Version1
(URWARE-CSTR)
WWTplant modified by CH

Henriksdal
separation food waste



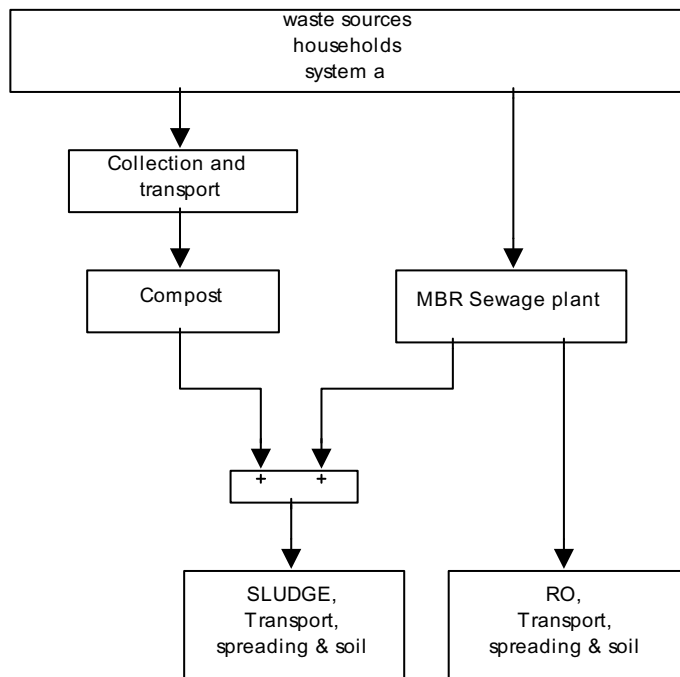
Figur 16. Övergripande struktur i Simulink för systemstruktur 1b.

Systemstruktur 2a

Blandat avloppsvattnet som genereras från 20 000 personekvivalenter går i systemstruktur 2a (figur 17) till vattenrening med MBR med VSEP. Matavfall samlas ihop och transporteras med lastbil med släp till kompostering liksom i systemstruktur 1a. Det komposterade materialet samt det avvattnade rötslammet och RO-koncentratet från vattenreningen används för spridning på åkermark. Transporten sker med lastbil med släp, spridning med gödselspridare.

Model City
Hammarby Sjöstad
Scenario 2a
Version1
(URWARE-CSTR)
WWTplant modified by CH

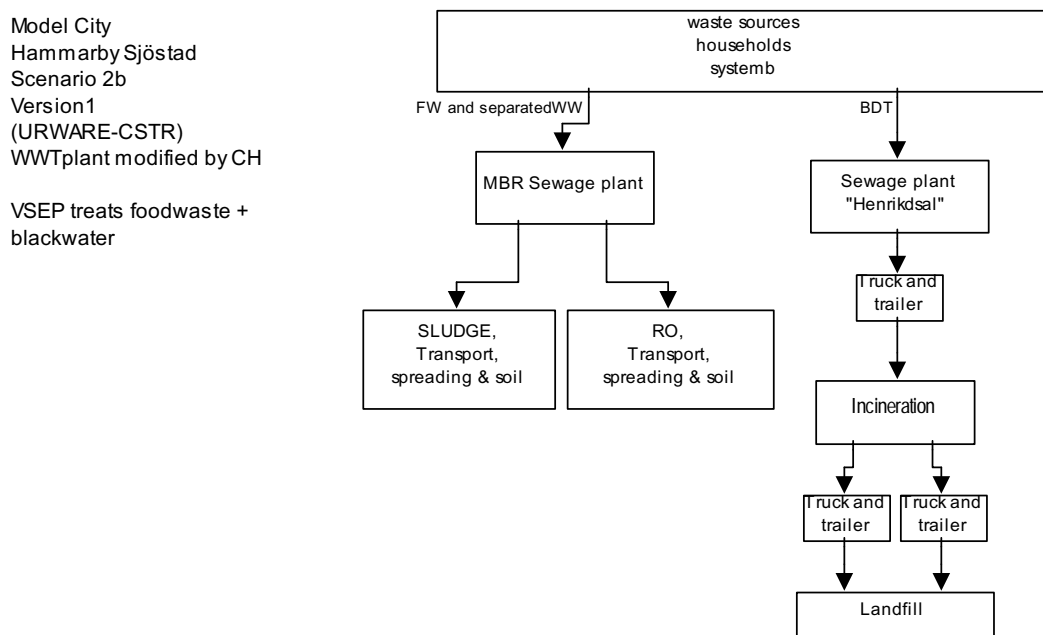
VSEP treats normal
waste water



Figur 17. Övergripande struktur i Simulink för systemstruktur 2a.

Systemstruktur 2b

I systemstruktur 2b går klosettvattnet och matavfall från avfallskvarnar till vattenrening med MBR med VSEP (figur 18). Slam och RO-koncentrat från vattenreningen används för spridning på åkermark. BDT-vatten behandlas med konventionell vattenrening enligt teknikkedja 1. Slammet från denna rening går till förbränning, transporten utförs med lastbil med släp till Högdalen. Slagg och aska transporteras därefter med lastbil med släp till deponi vid Sofielund.



Figur 18. Övergripande struktur i Simulink för systemstruktur 2b.

Simulering

Parametrar i modellerna anpassas för att de uppställda systemen ska klara de krav som gäller för vattnet som släpps ut till recipienten enligt de generella antagande som beskrivs ovan. Anpassningen sker genom att ändra de parametrar som anges i tabell 8. I tabellen redovisas valda parameterinställningar.

Då önskvärda kriterier uppfylls av respektive system simuleras de ett i taget i samma scenario, d.v.s. med samma yttre förutsättningar. Emissioner, energiförbrukning, biogasproduktion för respektive system lagras genom att först anropa den fördefinierade funktionen `varsave.m`. Alla variabler som skall lagras under analysen initieras då. Efter att den första systemstrukturen har simulerats aggregeras utvalda kategorier, exempelvis total transporterad sträcka, total energiförbrukning och kemikalieförbrukning. Detta åstadkoms med funktionen `calcIntSys.m` som anpassas inför varje systemanalys. För att kunna lagra de data som skapas vid respektive simulering döps vektorer och variabler om med funktionen `varname.m`. Denna lägger till ett z före varje variabel- respektive vektornamn och bygger upp en matris där data lagras i den ordning simuleringarna utförs.

Tabell 8. Parameterinställningar för försedimentering, sandfilter och aktivslamprocess. För systemstruktur 2b behövs inställningar både för vattenrening med MBR och med aktivslam.

Process	Parameter	1a	1b	2a	2b (MBR)	2b (AS)	Enhet
Försedimentering	TS-halt i slam	3,5	4	3	3	4	%
	TSS reduktion	60	90	40	40	90	%
	Tillsats av fällningskemikalie (FeCl ₃)	0,2	0,2	0	0	0,2	kg/l lösning
	Maximal PO ₄ -halt efter försedimentering	2,5	10	1000	1000	10	mg/l
Sandfilter	TSS	2	2			2	mg/l
	PO ₄	0,25	0,28			0,2	
	Total HRT	1	0,65			0,4	Dagar
Aktivslam	Slamålder	20	16			12	Dagar
	Recirkulering från sedimentering	45	100			100	%
	Andel uttaget överskottsslam	1,2	1,8			1,8	%
Aktivslam, Aerob	Aerob volym (Andel av total volym)	53	58			60	%
	Löst syre	2	4			2	mg/l
	Andel av flödet som recirkuleras	4,5	3			1,5	
	Andel O ₂ löst i vatten av total mängd tillsatt O ₂	67	67			67	%
Aktivslam, Anaerob	Extern kolkälla	3	3			0	m ³ /dag
	COD-koncentration i extern kolkälla	200	300			0	kg/m ³

När alla systemstrukturer simulerats beräknas det utökade systemet med `calcExtSys.m`. Denna beräknar hur stor t_{ex} den maximala produktionen av biogas och näringsämnen är sett från alla systemstrukturer. Genom att subtrahera respektive systemstrukturs produktion fås den mängd som respektive system måste kompensera med. `CalcExtSys` använder sig av `Xsinit.m` i vilken antagande för energibehov och emissioner för extern produktion av olika energislag (t.ex. el, olja, naturgas) och näringsämnen finns lagrad. I `calcImpCat.m` räknas miljöpåverkan från emissioner och energiförbrukning fram, i form av växthus-, försurnings- och eutrofieringspotential. Viktningsfaktorer som används för denna beräkning finns lagrade i `wfinit.m`.

När alla beräkningar är utförda överförs resultaten till Excel. Överföringen utförs med `transres2xl.m`. Den excelfil som resultaten sparas i, `simres.xls`, måste i detta läge redan vara skapad och öppnad. Dess utseende, namngivning av kolumner och rader skapas i excelfilen. I `simres.xls` kan även ytterligare beräkningar och aggregeringar göras samt diagram ritas upp. Dessa diagram ger en överskådlig presentation av resultaten och underlättar jämförelser.

Energins exergiinnehåll beräknas i systemstrukturerna med omvandlingsfaktorerna i `exQualityFactor.m`. För att även kunna följa materialets exergiomvandling skapas filen `ExergyContent.m` (bilaga 8). Den möjliggör en beräkning av exergi baserad på massflödets innehåll av koldioxid, metan, ammonium (NH₃), nitrat

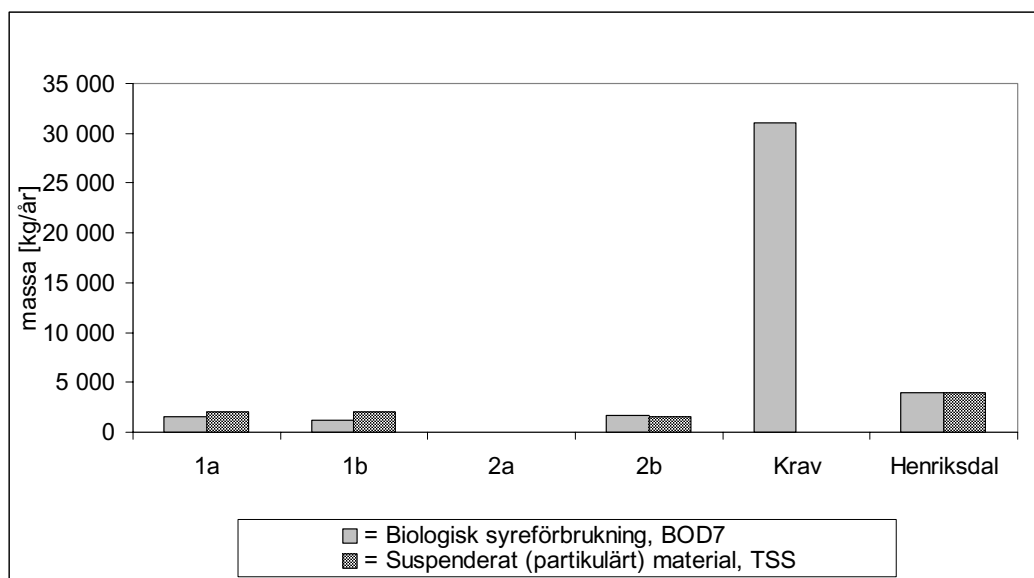
(NO₃), dikväveoxid (N₂O), sulfat (SO₄), totalt organiskt material (TOC), löst kväve, sulfid (HS) och fosfat (PO₄). Exergin för materialet i bl.a. vattenström, slam och i biogas beräknas på så sätt och överförs sedan till Excel där diagram skapas.

Resultat

Här presenteras resultaten från fallstudien. Uppnådd funktion redovisas och en redogörelse görs för systemens miljöpåverkan samt energi- och exergiförbrukning. Slutligen presenteras resultaten från känslighetsanalysen.

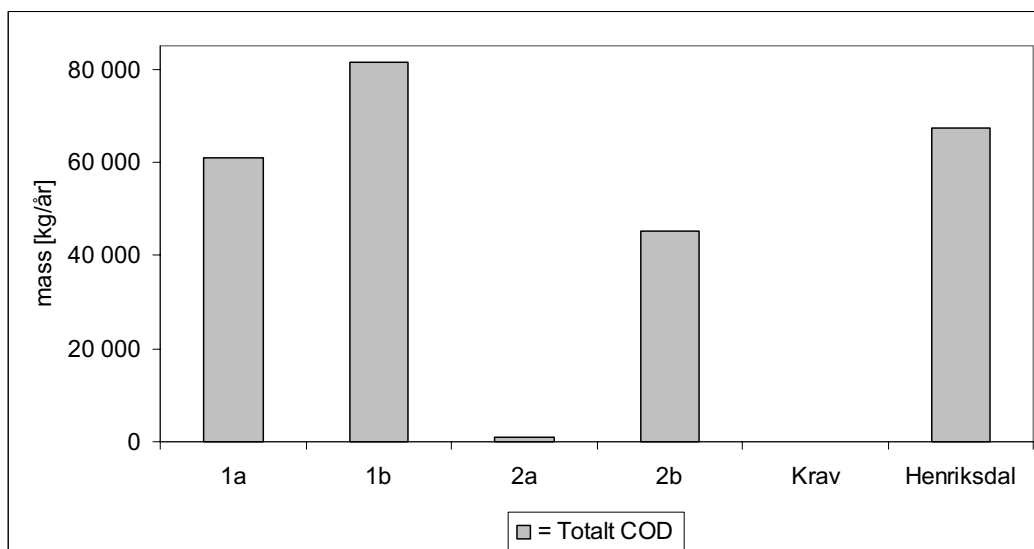
Kvalitet på utgående vatten

Kraven för BOD och TSS uppfylls överallt mer än väl (figur 19). Membranet vid behandling med MBR gör att inget suspenderat material finns i utgående vatten, oavsett inställningar i övrigt.



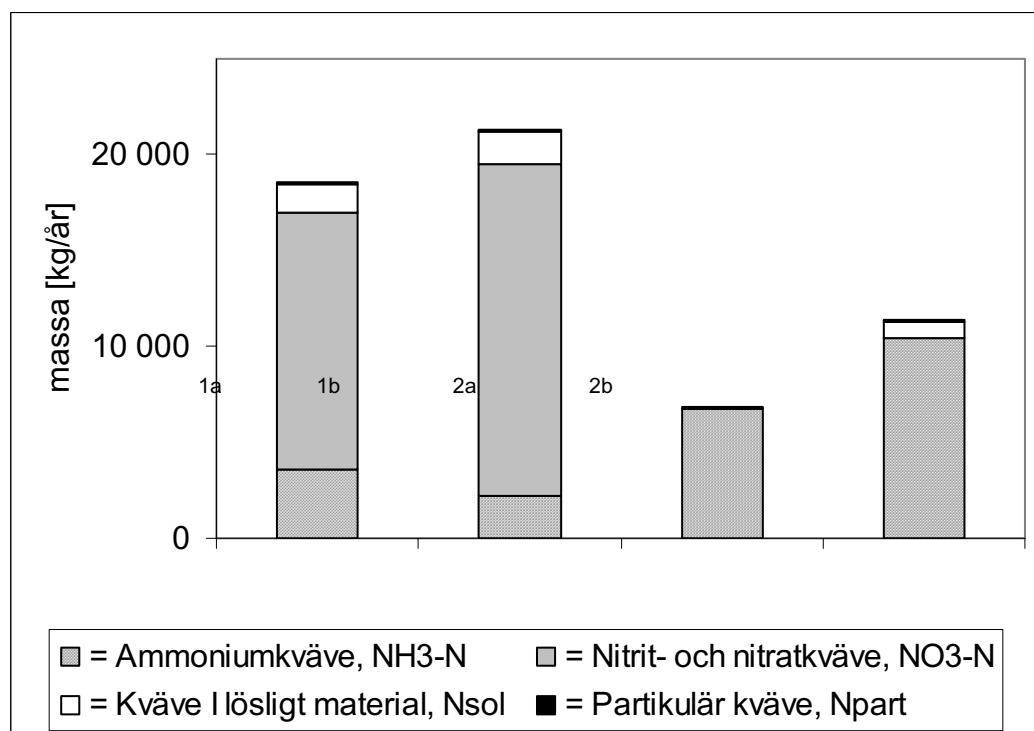
Figur 19. Mängd BOD7 och TSS i utgående vatten från reningsverk omräknat till 20 000 pe. Gällande lagkrav saknas för TSS. Mängden utsläppt BOD7 ligger klart under kravnivån.

För COD finns inga lagkrav att tillgå istället görs jämförelse med de mängder som rapporterats för utgående vatten från Henriksdal. Mängderna från simuleringarna är lägre för alla systemstrukturer utom 1b där utsläppen är 21 % högre (se figur 20). När allt vatten behandlas med MBR (systemstruktur 2a) är COD-halten mycket låg, vilket beror på att all löst biologiskt nedbrytbar COD omvandlas till biogas i bioreaktorn och all partikulär COD hålls kvar av membranet. För systemstruktur 2b kommer i stort sett allt COD i utgående vatten från reningen av BDT-vatten. Den största COD fraktionen i utflödet är löst inert för alla teknikval.



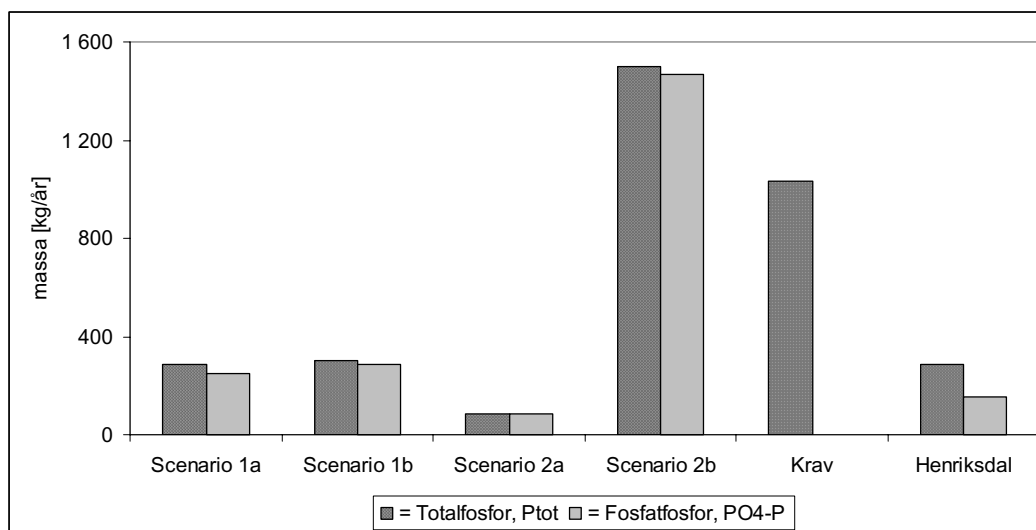
Figur 20. Mängd total COD i utgående vatten från reningsverk omräknat till 20 000 pe. Lagkrav saknas.

Alla systemstrukturer uppfyller de ställda kraven. 36 ton per år är riktvärde för utsläpp av totalkväve beräknat på 20 000 pe (tabell 7 och omräkning enligt ekvation 14). I figur 21 illustreras olika fraktioners del av det totala kvävet. Med konventionell rening ligger utsläppsvärdena nära de verkliga från Henriksdals reningsverk. Där MBR används blir utsläppen lägre framförallt beroende på att ingen nitrifikation sker i bioreaktorn.



Figur 21. Kvävefraktioner som del av totalkväve. Alla teknikstrukturer uppfyller riktvärdet på 36 ton totalkväve per år.

För fosfor uppfylls kraven förutom för systemstruktur 2b, vilket illustreras i figur 22. Allt överskott kommer från reningen av BDT-vatten där fosfor återfinns framförallt i form av fosfater.



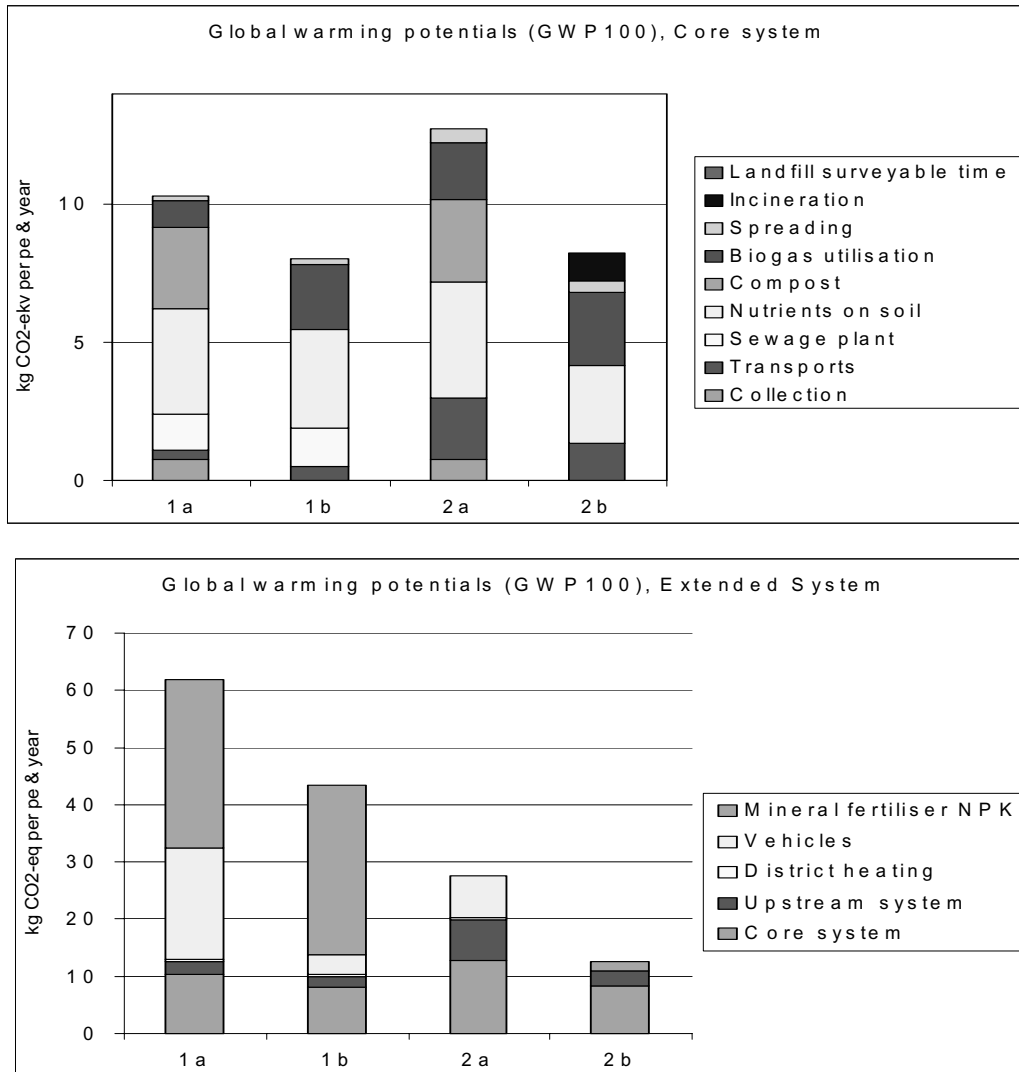
Figur 22. Systemstruktur 2b uppfyller inte kraven på rening av fosfor p.g.a. modellinställningar för reningen av BDT-vattnet.

Systemens miljöpåverkan

Växthuspotential

Då bara kärnsystemet emissioner av gaser med växthusverkan studeras ger systemstruktur 2a det största bidraget (figur 23). Transporterna blir mest omfattande från denna systemstruktur beroende på mängden RO-koncentrat som ska transporteras till åker. Vatteninnehållet i koncentratet är av storleksordningen 10 gånger större än i slammet, vilket leder till stora volymer. Emellertid är det näringsämnen på åkermark som utgör den största källan. Detta bidrag är likvärdigt systemstrukturerna emellan, vilket borde bero på att RO-koncentratet inte antas ge ifrån sig växthusgaser på samma sätt som slammet. För systemstruktur 2b är bidraget något lägre, vilket kan hänföras till att slammet från BDT-reningen förbränns och därmed inte hamnar på åkermark. Förbränningens bidrag av växthusgaser kompenserar dock så att dessa två aktiviteters bidrag summerar upp och blir lika stort som spridningen i övriga systemstrukturer. Deponens bidrag under överskådlig tid (ST) är däremot försumbar, vilket är väntat då deponerat material endast utgörs av aska och slagg. Biogasanvändningen ger upphov till lika stort eller större utsläpp av växthusgaser som transporterna för respektive systemstruktur. I de systemstrukturer (1a och 2a) där matavfallet komposteras är komposten en stor källa till växthusgaser.

Bilden förändras då även externa system beaktas, vilket syns tydligt vid en jämförelse (figur 23). För systemstrukturerna 2a och 2b står kärnsystemet för den största delen av utsläppen. För systemstrukturerna 1a och 1b är det istället tillverkning av näringsämnen i det kompensatoriska systemet som ger det största bidraget. Systemstruktur 1a har den största växthusverkan p.g.a. ett stort tillskott från både kompensatorisk tillverkning av fordonsbränsle och näringsämnen. Kompensatoriska system utgör 60 % av påverkan från 1a.

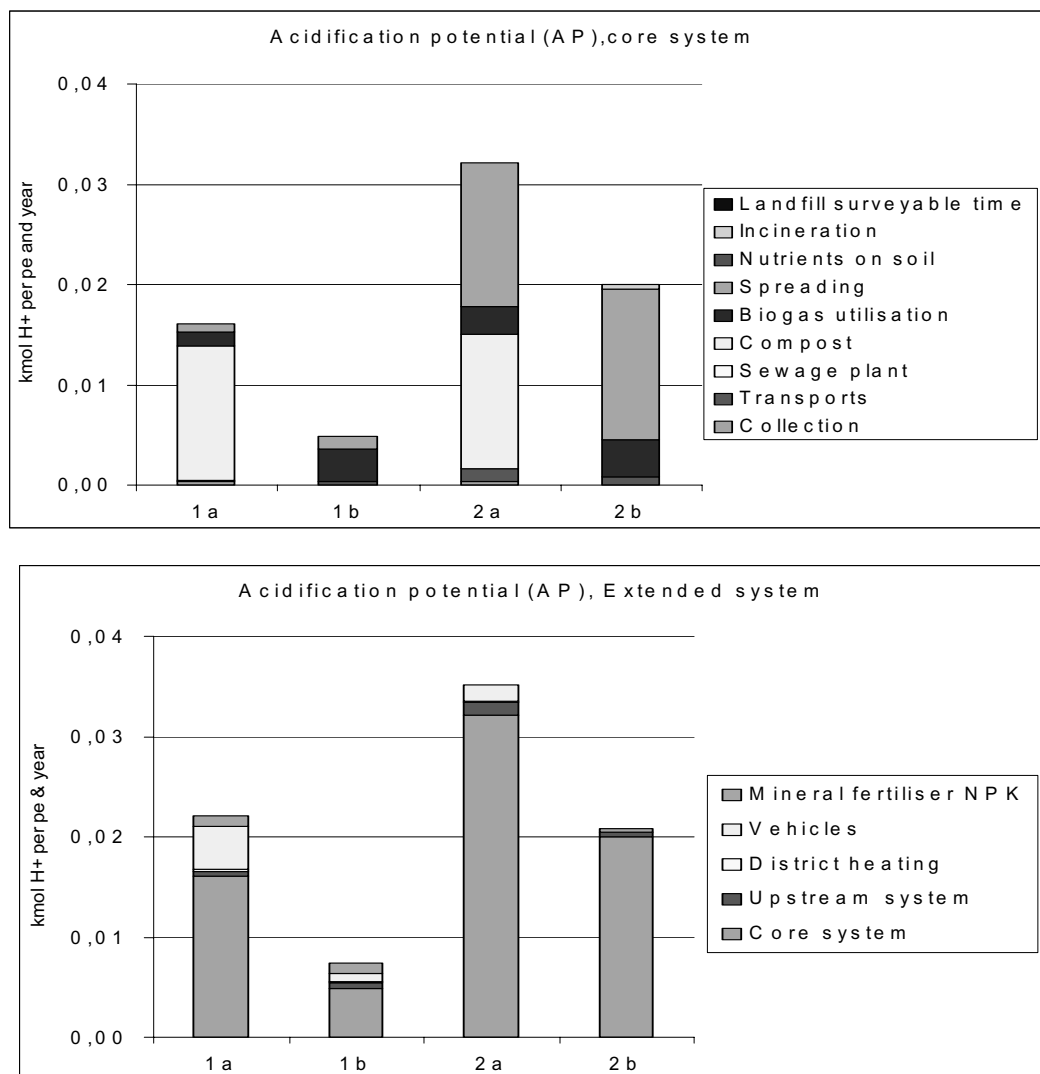


Figur 23. Växthuspotential för utsläpp från kärnsystemet, respektive för utsläpp från det utökade systemet (kärnsystem, uppströms system och kompensatoriskt system).

Försurningspotential

De försurande utsläpp som uppkommer från komposten är långt större än alla andra (figur 24). Kompostens försurande utsläpp utgörs huvudsakligen av gaser från komposten främst ammoniak. Försurande utsläpp från den diesel som krävs för underhåll uppkommer också men dessa är av storleksordningen 1 % av kompostgasernas försurande verkan. Emissioner från kärnsystemen i systemstruktur 1b och 2b blir därmed försumbara jämfört med 1a och 2a. Även frånsett komposten ger 2a upphov till mest försurande emissioner. En anledning till detta är transportbehovet för RO-koncentrat. I 1a är insamlingen av matavfall innan komposten en större utsläppskälla än transporten av näringsämne ut till åkern. Om bidraget från komposten inte beaktas är försurningspotentialen från systemstruktur 2b näst störst. Det är omfattande transporter tillsammans med förbränningen som ger dessa emissioner.

De försurande utsläppen hör till övervägande delen hemma i kärnsystemet. De enda bidrag som ger mer än marginell effekt är kompensatoriskt drivmedel för fordon i systemstruktur 1a, 1b och 2a samt näringsämnen i 1a och 1b.

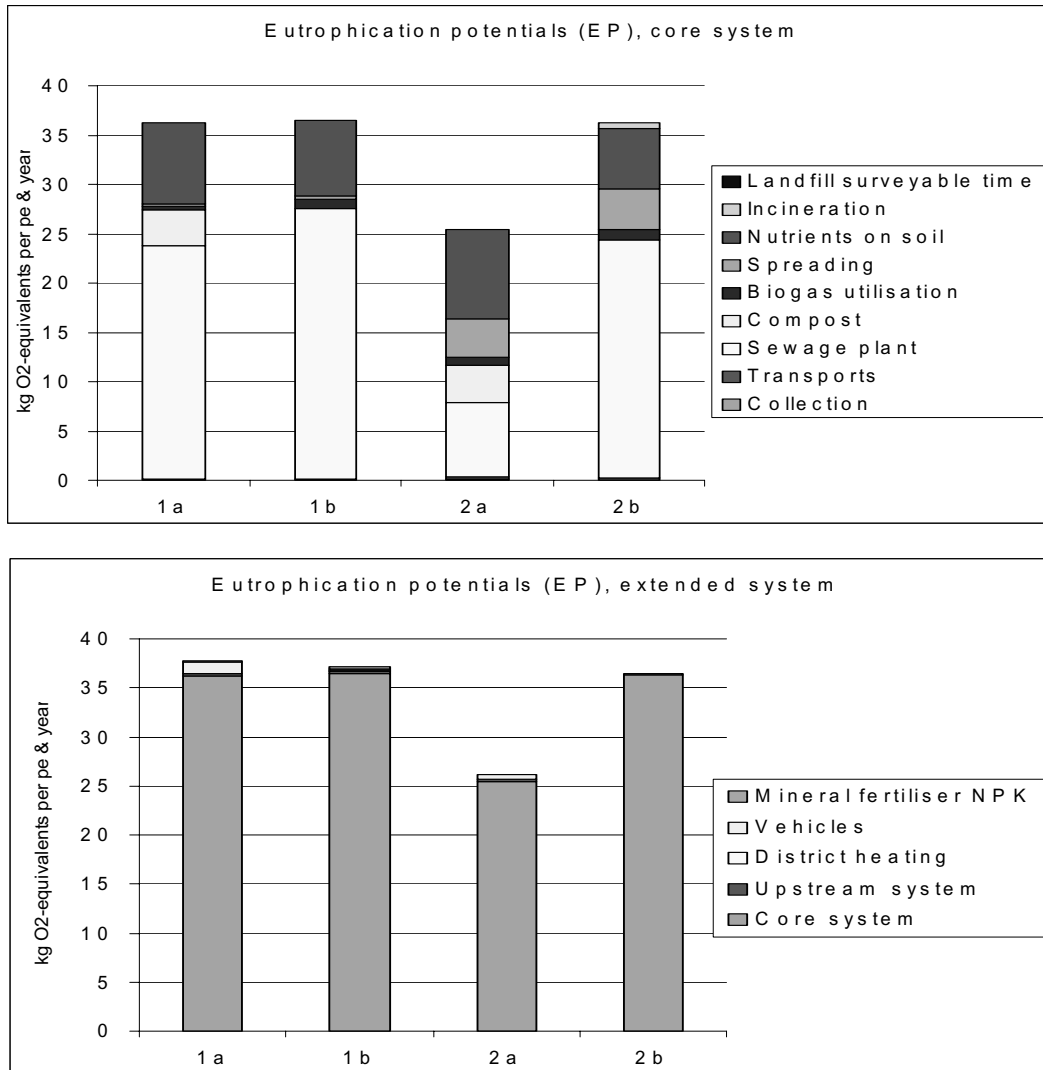


Figur 24. Försurningspotential för utsläpp från kärnsystemet, respektive för utsläpp från det utökade systemet (kärnsystem, uppströms system och kompensatoriskt system).

Eutrofiering

Skillnaden i total eutrofieringspotential mellan de olika systemen är liten, det är bara 2a som skiljer ut sig (figur 25). I de övriga strukturerna är bidraget från själva vattenreningen helt dominerande, och utgör över tre fjärdedelar. Näringsämnen på åkern läcker i alla strukturer ut eutrofierande ämnen men det är bara i 2a som dessa emissioner blir lika stora som bidraget från vattenreningen. Dessutom lämnar komposten ett visst bidrag vilket märks i såväl teknikstruktur 1a som 2a. RO-koncentratets eutrofierande verkan visar sig i 2a och 2b.

I stort sett hela bidraget till eutrofieringen kommer från kärnsystemet. Endast ett marginellt tillskott märks i 1a från externt bränsle till bussar.



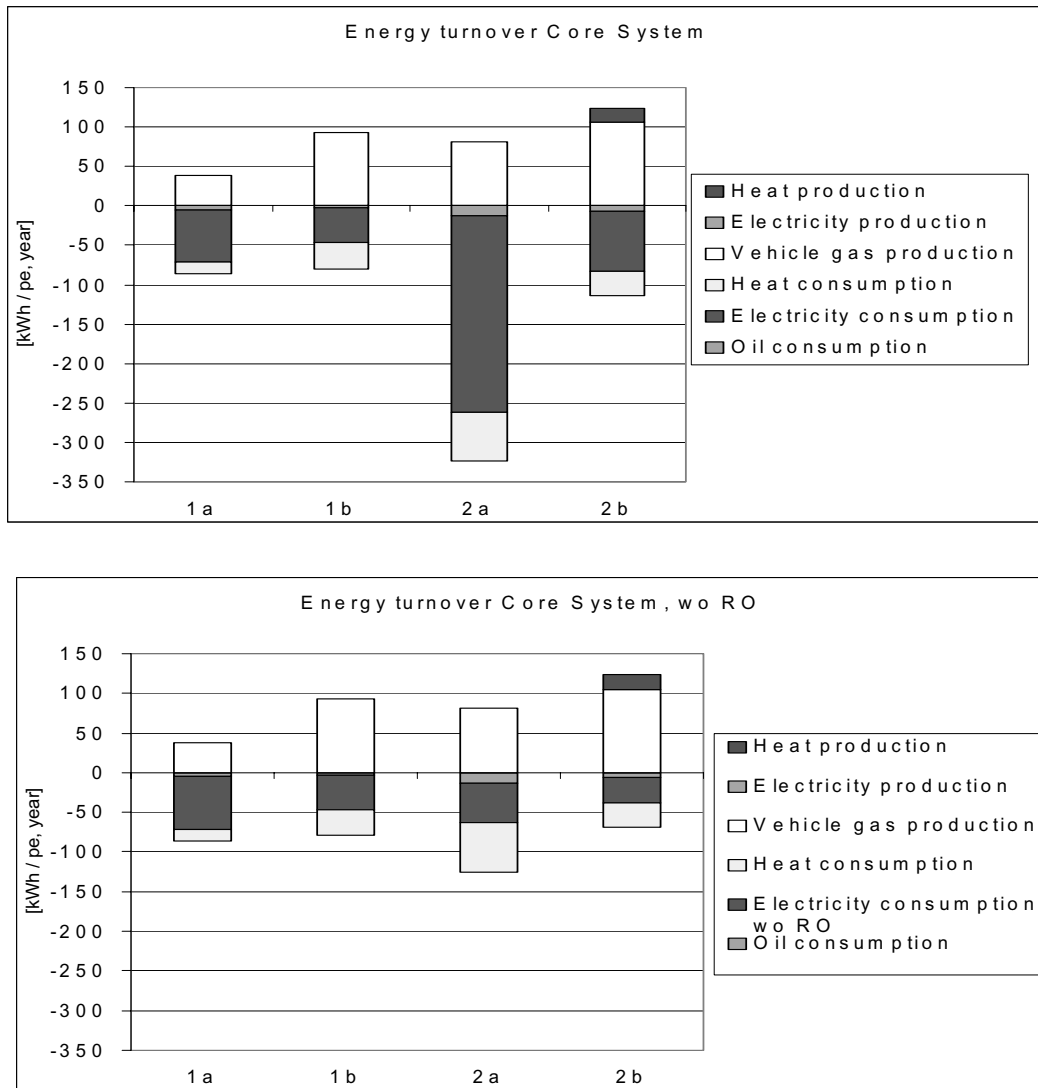
Figur 25. Eutrofieringspotential för utsläpp från kärnsystemet, respektive för utsläpp från det utökade systemet (kärnsystem, uppströms system och kompensatoriskt system).

Energi och exergi

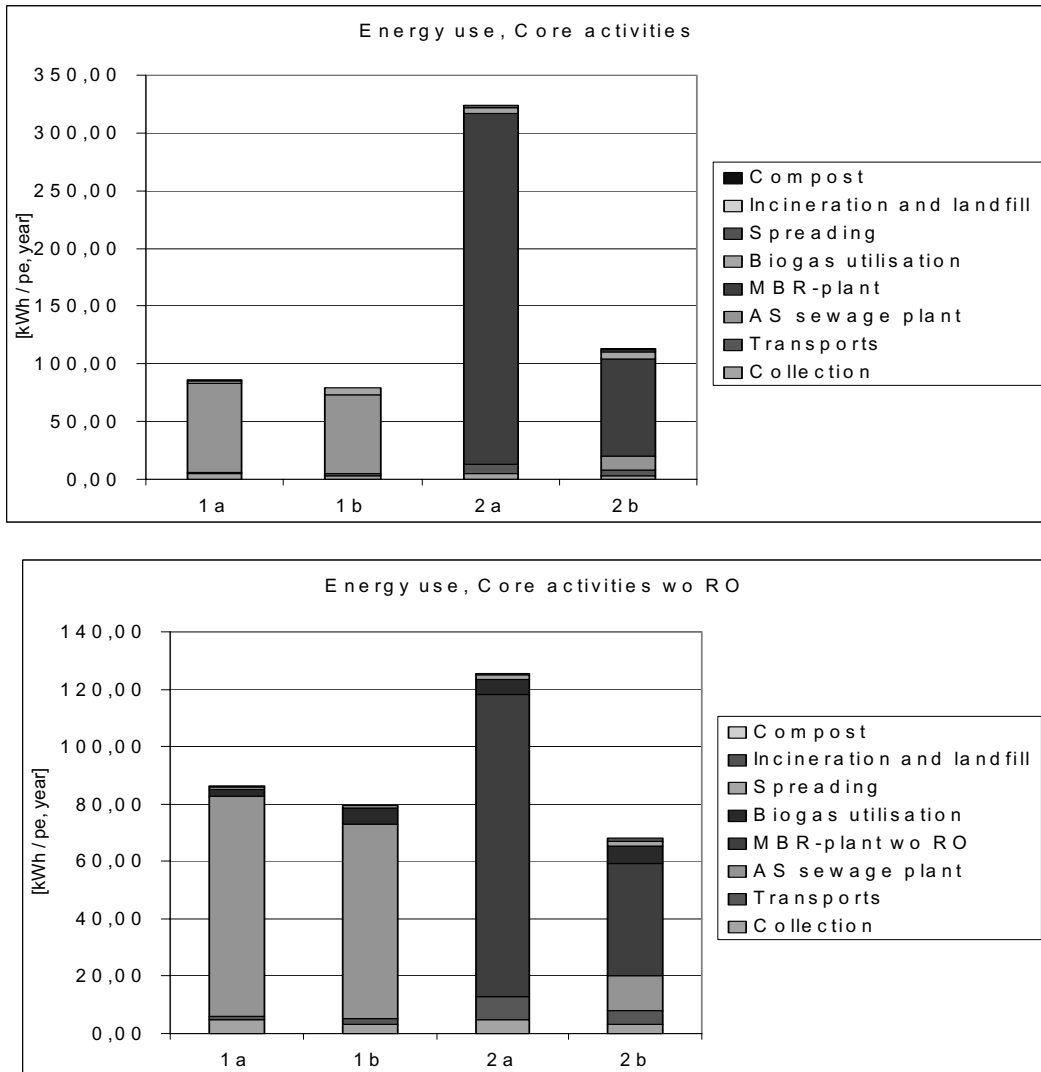
Systemstruktur 2a förbrukar avsevärt mycket mer energi än övriga strukturer vilket illustreras i diagrammen i figur 26 och 27. Av denna energi används den övervägande delen till den omvända osmosen. Bortsett från energikonsumtionen från RO är 1a mest energikrävande. I alla strukturer är det vattenreningen som kräver mest energi. Dessutom står insamling, transporter för varsin liten del. I teknikstruktur 1b och 2b är energiproduktionen större än konsumtionen, tack vare gasproduktionen. Inte ens om RO tas bort blir detta fallet för 2a.

Energin som kan utvinnas ur producerad gas är större i systemstruktur 1b än 2a, trots att 2a är baserad helt på en anaerob process. Matavfallets inblandning har således stor betydelse för hur mycket energi som kan utvinnas. Den energikonsumtion som märks är, förutom elektrisk till att driva vattenreningsprocesserna, främst värme och olja. Teknikstruktur 2b ger också ett värmetillskott från slamförbränningen.

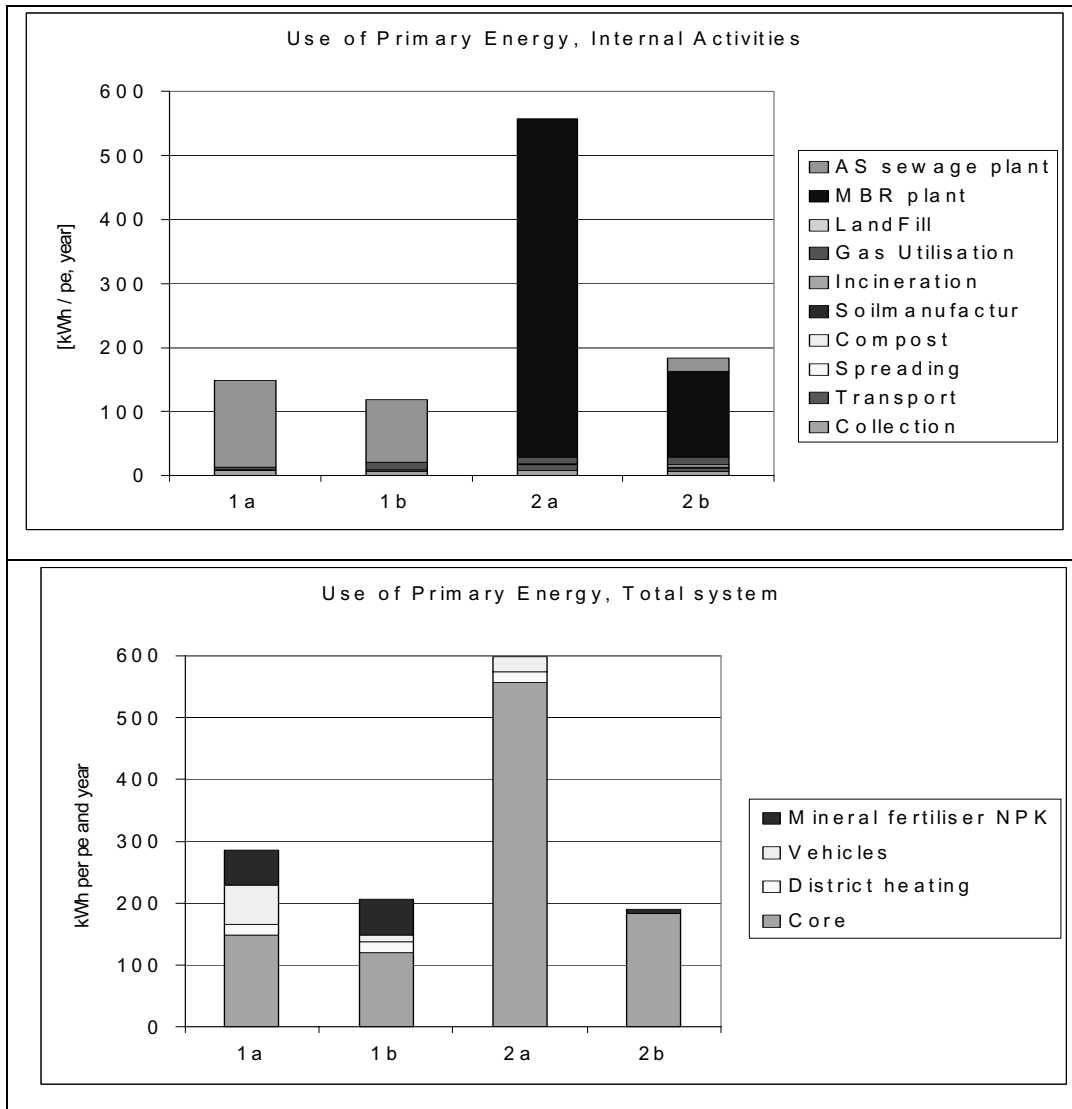
Då energiförbrukningen för det utökade systemet studeras konstateras att vattenrensningens energiförbrukning är den dominerande. Energiförbrukning för tillverkning av kompensatoriska gödselmedel gör att systemstruktur 1a och 1b får högre energiförbrukning än 2b, men den energi som förbrukas vid rening av blandat hushållsavloppsvatten med MBR är långt större. Ur energisynpunkt är därför ett separerande system där svartvatten blandat med matavfall behandlas med den anaeroba MBRen mest fördelaktiga.



Figur 26. Diagrammen visar systemstrukturernas konsumtion och produktion av energi. Diagrammen visar energiproduktion som positiva staplar och energikonsumtion som negativa.

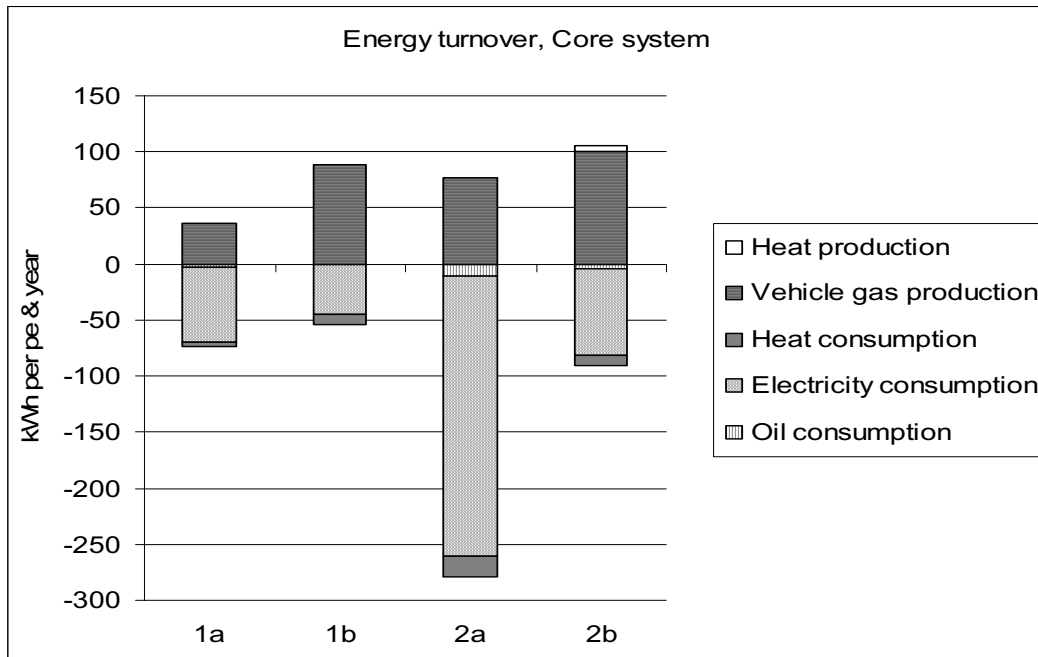


Figur 27. Diagrammen visar hur energiförbrukningen fördelar sig mellan olika delar i systemstrukturerna.

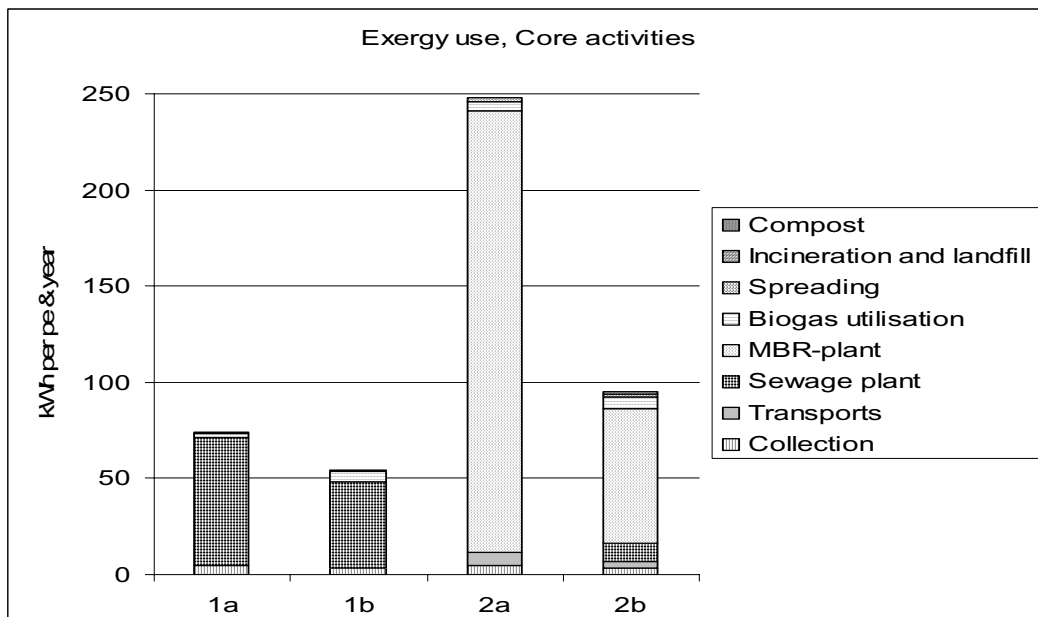


Figur 28. Förbrukning av primärenergi för kärnsystemet, respektive för det utökade systemet (kärnsystem, uppströms system och kompensatoriskt system).

Eftersom energianvändningen är baserad på elektrisk energi och diesel (exergiomvandlingsfaktor 1 respektive 0,95, se tabell 2) är skillnaden i förhållandet mellan teknikstrukturerna för exergianvändning jämfört med energianvändning marginell. Diagram över exergikonsumtion och produktion presenteras i figur 29 och 30.



Figur 29. Exergiproduktion och -konsumtion.



Figur 30. Exergiförbrukning i olika delar i systemstrukturerna.

Det största exergiiinnehållet i materialet som passerar reningsverken utgörs av det organiska materialet. Exergin i vattenströmmen avtar genom alla vattenrenings-system och den största delen av exergin fångas upp i slammet, där övervägande del utgörs av COD. Även biogasen fångar upp en del av exergin, och då nästan uteslutande i form av metan.

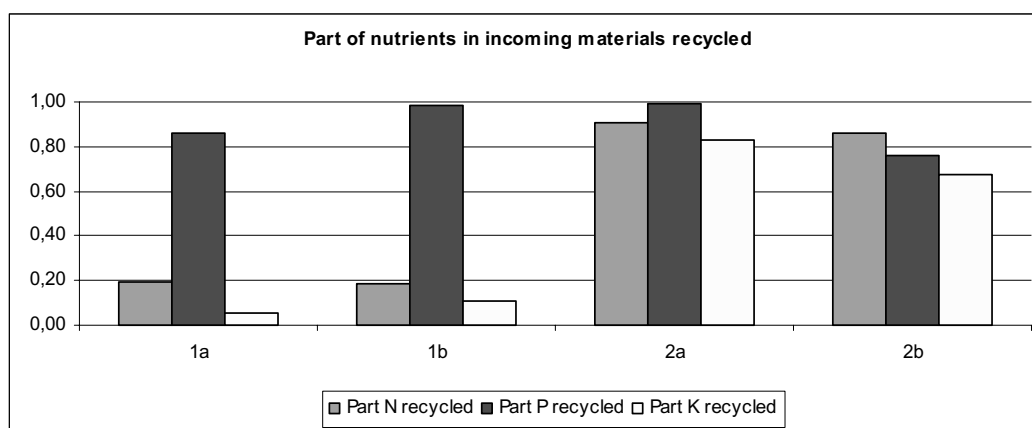
I systemstruktur 2a utgör biogas och slam lika stora exergikällor. Exergiiinnehållet i RO-koncentratet är i stort sett lika stort i 2a och 2b, och därmed en större andel av total exergi i 2a. Ungefär hälften av exergin i RO-koncentratet utgörs av kväve

främst i form av ammonium (NH₃) och resten utgörs av COD. Exergiinnehåll i massflödena in till och ut från avloppsvattenbehandlingen redovisats i tabell 9.

Tabell 9. Exergi i inkommande vatten, exergi ut och andel exergi ut av inkommande. Med utgående avses exergi som kan utnyttjas, d.v.s. i slam, RO-koncentrat och biogas. Värden avser 20 000 pe.

	IN [MJ/år]	UT [MJ/år]	%
1a	1,9E+07	9,6E+06	50
1b	3,2E+07	2,1E+07	65
2a	1,9E+07	1,4E+07	72
2b	3,2E+07	2,2E+07	69

Andelen av näringsämnena i inkommande vatten som återvinns i slam och RO-koncentrat visas i figur 31. Denna andel bör jämföras med den energiinsats som krävs för att möjliggöra att dessa närsalter återanvänds.



Figur 31. Andel av näringsämnena som kan återanvändas i de olika systemstrukturena.

Känslighetsanalyser

Kriterier för utgående vatten

Den kväve- och fosforreduktion som systemen åstadkommer avspeglar sig i eutrofieringsverkan (bilaga 11 och 12).

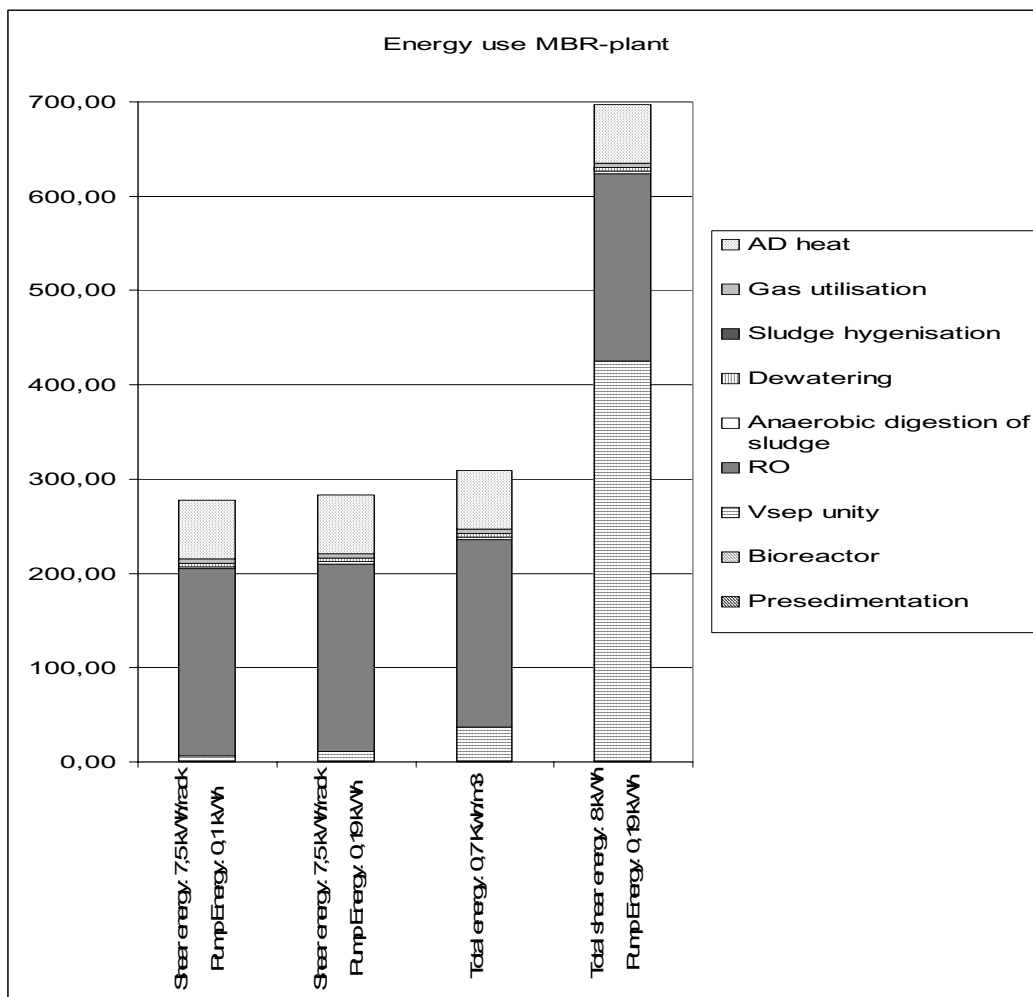
Då något bättre fosforreduktion sätts in för 2b, framförallt genom mer förfällning vid reningen av BDT-vatten sjunker eutrofieringen. Den ändrade mängden näringsämnen som fångas upp ger emellertid ingen avsevärd skillnad i miljöpåverkan. Energiförbrukningen påverkas inte heller nämnvärt av en mindre ändring av utsläppskraven.

Då utsläppen av kväve och fosfor halveras ökar växthuspotentialen med knappt 10 %. Detta beror till stor del på ett ökat transportbehov av restprodukter eftersom reduktionen åstadkoms genom en större slamproduktion. Även för försurningen märks det ökade transportbehovet. Eutrofieringen minskar p.g.a. minskade utsläpp av näringsämnena, men effekten blir inte så stor eftersom läckage från åkermark

ger ett tillskott. Energiförbrukningen påverkas endast något då utsläppskraven ändras, främst systemstruktur 1a och 1b.

Energikonsumtion VSEP

Då energikonsumtionen baseras på en summering av pump och vibrationsenergi enligt vad som diskuteras märks endast en marginell skillnad jämfört med huvudscenariot (figur 32, staplarna i mitten). En halvering av pumpenergin ger inte heller någon betydande minskning av total energiförbrukning (figur 32, vänstra stapeln). Antas däremot den energiförbrukning som antagits av Carlsson (2005), med en avsevärt högre vibrationsenergi, förändras bilden (figur 32, högra stapeln). Den energi som krävs för att driva RO dominerar i samtliga fall förutom då vibrationsenergin ökas markant.



Figur 32. Användningen av energi i reningsverket med MBR som är kopplad till VSEP. Skillnad för olika antagna parametrar.

Diskussion

Fördelarna med att utföra en systemanalys blir tydliga när systemstrukturerna med MBR och VSEP betraktas. En alternativ teknik som utlovar fördelar gentemot konventionell måste utvärderas ur ett helhetsperspektiv. Om det, som i fallet med membranbioreaktorn, krävs en efterbehandling som åter upp hela energivinsten kan inte energisnålhet användas som enda argument för att installera tekniken. Genom att jämföra energiförbrukning med hur stor del av exergin som kan utnyttjas (tabell 9) och hur stor del av närsalterna som kan återanvändas (figur 31) blir det tydligt om en högre energiförbrukning är befogad.

Att använda sig av en anaerob membranbioreaktor där membranheten utgörs av en VSEP för rening av kommunalt avloppsvatten är ett intressant alternativ. Resultaten från systemanalysen är emellertid inte odelat positiva. För att tekniken ska vara bättre ur ett helhetsperspektiv krävs att:

- Slam och koncentrat kan användas så att näringsämnen utnyttjas.
- Bildad biogas utnyttjas så att genererad energi kommer till nytta.

URWARE och ORWARE samlar flera års arbete med att sammanställa information och transformera parametrar så att de kan användas för beräkningar. När data används för att göra generaliseringar blir en viss avvikelse från det sanna värdet oundvikligt. Antagande i modellerna baserar sig på alltifrån väl underbyggda studier till kvalificerade gissningar. Det är därför svårt att peka ut exakt var svagheter i modellerna ligger. För att kunna bygga de systemstrukturer som krävs måste man luta sig mot erfarenheter från tidigare studier. Det har inte ingått i examensarbetet att granska alla delmodeller, t.ex. för kompost, transporter, förbränning och deponi närmare. Den stora datamängd som använts för att ta fram delmodellerna har inte granskats. Modellerna och riktigheten i data som använts för att skapa dessa får helt enkelt accepteras med motiveringen att modellerna skapats för liknande syfte som denna analys med hög kompetens hos dem som arbetat fram modellerna.

En systemanalys av det slag som presenteras i denna rapport används för att göra en generell bedömning och resultaten kan inte tolkas som exakta värden. Resultaten ger istället en uppfattning om storleksordningen på emissioner, exergi och energiförbrukning. Att dra alltför långtgående slutsatser utifrån systemanalysen riskerar att ge en felaktig bild. För att det ska vara möjligt måste flera simuleringar med olika inställningar jämföras. Den mängd data som genereras bör kontrolleras noga för att verifiera riktigheten i resultaten. Detta är dock ett omfattande arbete och syftet med systemanalysen, att relativt snabbt dra slutsatser om ett helt systems totala miljöpåverkan och energiförbrukning i jämförelse med ett annat motverkas därmed. En av de största svagheter med en systemanalys av detta slag blir därmed den mängd variabler som kan justeras med förändrade resultat som följd samt osäkerheten i resultaten som döljs av mängden indata baserade på tidigare studier.

Känslighetsanalysen där energiförbrukningen för VSEPen ändras visar med all tydlighet att de osäkerheter som finns i modellerna kan vara av stor betydelse.

Om modellerna baserar sig på felaktiga uppskattningar blir också de slutsatser som dras utifrån systemanalysen felaktiga. Frågan om en liknande analys som den som presenteras i denna rapport hade gått att bygga upp så att antagande och arbets-

gång blir mer överskådlig har tagits under övervägande. Arbetet med att sammanställa nödvändig information skulle då troligen ha blivit mycket tidskrävande. Det är också osäkert om en sådan sammanställning skulle leda till bättre antaganden för att beskriva systemen.

För MBR med VSEP blir energikostnaderna höga. Antagande för energiförbrukningen baserar sig på de ursprungliga uppgifterna från leverantören (Hansson 2004). Längre fram i projektet har energiförbrukningen reviderats. Om de antaganden som gjorts för energiförbrukning är lägre än de verkliga blir energikostnaden ännu högre än vad som redovisas i resultaten.

Den mängd biogas som bildas tycks låg i de system där den anaeroba MBRen används. Mer metan redovisas från systemstruktur 1b än 2a. Anledningen till detta är att allt slam rötas och från modellen för röt-kammaren avgår all bildad metan som gas. I den anaeroba membranbioreaktorn antas en del av metanen lösa sig i vattenfasen. Denna skillnad kan delvis motiveras med att röt-kammaren är uppvärmd varför en större gasavgång sker. MBRen körs däremot utan uppvärmning och metanet antas lösa sig i vattenfasen enligt ekvation 12. Dessutom antas rötningen av slammet ske under optimala förhållanden. Bildad biogas väger inte riktigt upp den stora energiförbrukningen då blandat avloppsvatten behandlas. Rör det sig däremot om ett sorterat avloppsvatten där klosett-vatten blandat med matavfall från hushållskvarnar kommer in till bioreaktorn kan biogasproduktionen bli så betydande att den väger upp energikonsumtionen i membranbioreaktorn. Enligt modellen blir emellertid biogasproduktionen från reningen av samma vatten med aktivt slam i stort sett lika stor och detta beror troligen på att slamrötningen antas optimal.

Miljöpåverkansgrad måste betraktas utifrån de val som gjorts för systemstrukturernas uppbyggnad och kompenserande energikälla. Det scenario som ställts upp är ett medelscenario, där påverkan från yttre faktorer har hållits minimal för att kärnsystemens påverkan ska väga tyngst i analysen. Den tillförda energin antas basera sig på svensk medel. Ett annat tänkbart scenario är att energitillförseln måste ske med eldnings av olja eller kol. De systemstrukturer som använder mycket energi ger då upphov till högre påverkan. I denna studie är det emellertid intressantare att lägga större vikt vid kärnsystemen.

Systemstruktur 2b tycks ha liten eutrofierande verkan med tanke på det stora fosfatutsläppet. Emellertid gör kväveutsläppen från 1a och 1b att den totala eutrofieringspotentialen från dessa system är av samma storleksordning. Det är BDT-reningen i systemstruktur 2b som ger de höga fosforutsläppen. Modellerna för aktivslamprocessen är inte avsedda att hantera denna typ av vatten och utsläppen av fosfor skulle troligen bli lägre i en anpassad reningsanläggning. Då det gäller miljöpåverkan är det också viktigt att iaktta att ingen gasavgång är antagen från vare sig MBR, RO eller anaerob rötning av slam. För aktivslamprocessen antas däremot en viss mängd gas avgå till atmosfären.

Utan kompostering hade systemstruktur 1a och 2a gett lägre upphov till växthusgaser och haft lägre såväl försumnings- som eutrofieringspotential. En osäkerhet med komposten är om det komposterade materialet lämpar sig för användning inom jordbruk. Avfallskvarnar tycks vara ett bra alternativ till komposten. Ett annat alternativ skulle kunna vara att röta matavfallet separat. Av transporterna är det transport av koncentrat från RO som utgör huvudparten. Kan detta transport-

behov minimeras är det positivt för den totala miljöpåverkan från avloppsvattenbehandling med MBR.

Exergin i materialflödet i vattenreningsverken utnyttjas bäst i systemstruktur 2a (72 %). Detta kan vara en motivering till att acceptera den höga energiförbrukningen. Även i systemstruktur 2b och 1b bevaras en större del av exergin (69 respektive 65 %). I dessa system är energiproduktionen större än eller lika stor som konsumtionen. Sett både ur energi- och materialsynpunkt får systemstruktur 2b ses som den som bäst hushåller med exergin.

Det är av avgörande betydelse att restprodukter från VSEP-reningen har ett andrahandsvärde. Att rena BDT-vattnet separat och att informera innevånarna om vad avloppssystemet kan ta emot leder förmodligen till större möjlighet att slam och RO-koncentrat kan användas i jordbruk. Vissa fraktioner lämpar sig sannolikt bättre än andra att användas, sett såväl ur näringssynpunkt som ur hygienisk och toxikologisk vinkel. Problem knutna till de fraktioner som läggs på åkermark beaktas inte alls i studien. Riskfaktorer är sjukdomsframkallande ämnen och toxiska substanser, som ackumuleras i åkermarken. Det finns också en socialpsykologisk aspekt, en motvilja mot att använda humana restprodukter vid produktion av livsmedel som inte heller bör bortses ifrån. För att möjliggöra en återföring av näringsämnen krävs eftertanke redan då avfallet produceras. Substanser som inte får hamna på åkern får inte heller finnas i slam, RO-koncentrat eller rester från komposten.

Då tiden varit knapp och arbetet med att bygga upp modellen för membranbioreaktorn med VSEPen tagit mycket tid i anspråk har en del aspekter i systemanalysen inte kunnat belysas så genomgående som hade varit önskvärt. Kvaliteten på utgående vatten har inte kunnat simuleras med helt tillfredsställande resultat och vid en grundligare genomgång bör parametrar som bestämmer verkens funktion justeras. För att verifiera riktigheten och giltigheten för de resultat som uppnåts skulle ett flertal känslighetsanalyser vara intressanta att utföra. Bland dessa kan i första hand olika krav på utgående vatten testas. Frågeställningen blir då vilka reningsgrader som kan uppnås med givna systemstrukturer och för vilken kostnad i termer av fällningskemikalier, energi och exergi. Det skulle också vara intressant att studera systemen för olika typer och mängder av inkommande vatten. Olika typer av extremscenarier skulle ge en uppfattning om hur stor del av påverkan som ligger i kärnsystemet respektive i uppströms och nedströms system.

Vidare kan studier av andra systemstrukturer ge ytterligare infallsvinklar. Tänkbara alternativ är att byta ut komposten mot rötning eller förbränning eller i det fall komposten behålls, sända det komposterade materialet till tillverkning av jordförbättringsmedel. En studie där alternativ till omvänd osmos som efterbehandling studeras skulle ge en bra utgångspunkt för att utvärdera för- och nackdelarna med den anaeroba membranbioreaktorn. T.ex. skulle någon form av biologisk polering kunna vara möjlig.

En studie av framförallt tungmetallers kretslopp i systemet borde genomföras för att bedöma möjligheterna till att sprida koncentrat och slam på åker. En komplettering av de modeller för tungmetallflöden som idag finns i URWARE är därför av högsta relevans. Det är också önskvärt att kunna följa andra långlivade substanser vars betydelse uppmärksammas på senare tid såsom rester av antibiotika (t.ex. fluorokinoloner), högfluorerade ämnen (PFAS) och triclosan.

Slutsatser

- En anaerob membranbioreaktor där membranet utgörs av en VSEP är ett intressant alternativ för rening av avloppsvatten förutsatt att restprodukterna, slam, näringslösning från RO och biogas får avsättning.
- Ett separerande system där BDT-vatten behandlas separat och matavfall blandat med klosettvaatten behandlas anaerobt är fördelaktigt ur exergisynpunkt.
- För att kunna utvärdera möjligheten att använda slam skulle en utveckling av URWARE som gör att flöden av tungmetaller och andra persistenta ämnen kan bestämmas vara mycket intressant.
- Att kvaliteten på utgående vatten i systemstruktur 2b inte har kunnat simuleras med helt tillfredsställande resultat beror delvis på att modellerna inte är avsedda för det BDT-vatten som behandlas. Vid en grundligare genomgång bör parametrar som bestämmer verkens funktion justeras.
- Det skulle också vara önskvärt att göra modellerna mer överskådliga och underlätta en uppskattning av osäkerheter i analysresultat. Då resultaten betraktas måste osäkerheterna i modellerna beaktas. Resultaten ska inte tolkas som exakta värden. De ger en uppfattning om hur reningsteknikerna för de olika avloppsvattnen förhåller sig till varandra med avseende på energiförbrukning, miljöpåverkan och möjlighet att återvinna näringsämnen.

Referenser

- Al-Akoum, O., Jaffrin, M.Y., Ding, L.H., Paullier, P., och Vanhoutte, C., (2002), *An hydrodynamic investigation of microfiltration and ultrafiltration in a vibrating membrane module*, Journal of Membrane Science, vol 197, 37-52
- Anox AB, (2004), *Vsep anaerobreaktor*, kommunikation inom Vsep-gruppen
- Bai, R., Leow, H.F., (2002), *Modeling and experimental study of microfiltration using a composite module*, Journal of Membrane Science, vol 204, 359-377
- Baky, A., (2001), ExergyInit.m, matlabprogramfil i URWARE-biblioteket, JTI, 2001-08-09
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A., (2002), *Anaerobic Digestion Model No. 1, IWA task group for mathematical modelling of anaerobic digestion processes*, IWA Publishing, London
- Bian, R., Yamamoto, K., Watanabe, Y., (2000), *The effect of shear rate on controlling the concentration polarization and membrane fouling*, Proceedings on Membranes and Industrial Water Production, vol 1, 421-432
- Bouzerar, R., Ding, L., Jaffrin, M., (2000), *Local permeate flux-shear-pressure relationships in a rotating disk microfiltration module: implications for global performance*, Journal of Membrane Science, vol 170, nr 1, 127-141
- Carlsson, Andreas, KTH / Stokholm Vatten AB (2005), Personlig kommunikation, e-post 2005-04-01
- Carlsson, B., (2003), *An introduction to modelling of bioreactors*, Avdelningen för systemteknik, Institutionen för informationsteknik, Uppsala Universitet

- Chu, L-B., Yang, F-L., Zhang, X-W., (2005), *Anaerobic treatment of domestic wastewater in a membrane-coupled expanded granular sludge bed (EGSB) reactor under moderate to low temperature*, Process Biochemistry, vol 40, nr 3-4, 1063-1070
- Cicek, N., (2003), *A review of membrane bioreactors and their potential application in the treatment of agricultural wastewater*, Biosystems Engineering, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba Canada, vol. 45, 6.37-6.47
- Cicek, N., Franco, J:P., Suidan, M.T., Urbain, V., (1998), *Using a membrane bioreactor to reclaim wastewater treatment*, Journal American Water Works Association 90(11):105-113.
- Cicek, N., Macomber, J., Davel, J., Suidan, M.T., Audic, J., and Genestet, P., (2001), *Effect of solids retention time on the performance and biological characteristics of a membrane bioreactor*, Water Science & Technology vol. 43, nr 11, 43–50, IWA Publishing
- Davies, J., Haglund, C., (1999), *Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production*, SIK-Report No 654
- dp-pumps, (2004), Vertical pumps 50 Hz, www.dp-pumps.com, (2005-03-10)
- Elmaleh, S., Abdelmoumni, L., (1997), *Cross-flow filtration of an anaerobic methanogenic suspension*, Journal of Membrane Science, vol. 131, 261-274
- Eniro, (2004), www.eniro.se, 2004-10-10
- Eriksson, O., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., Granath, J., Carlsson, M., Baky, A., Thyselius, L., (2002), *ORWARE – a simulation tool for waste management*, Resources, Conservation and Recycling, 36, 287-307
- Fane, A.G., (1996), *Membranes for water production and wastewater reuse*, Desalination, vol. 106, 1-9
- Gas Encyclopaedia, (1976), English translation, Elsevier/L'air Liquide, The Netherlands.
- Hammarby Sjöstad, (2005), *Kretsloppet*, <http://www.hammarbysjostad.se/>, 2005-01-25
- Hansson, Carl-Henrik, Nordcap, (2004), Personlig kommunikation, e-post 2004-12-01
- He, S., Wang, B., Wang, L., Jiang, Y., (2003), *Treating both wastewater and excess sludge with an innovative process*, Journal of Environmental Sciences, vol. 15, nr 6, 749-756
- He, S., Wang, B., Wang, L., Jiang, Y., Zhang, L., (2003), *A novel approach to treat combined domestic wastewater and excess sludge in MBR*, Journal of Environmental Sciences, vol. 15, nr 5, 674-679
- Hellström, D., (2003), *Exergy analysis of nutrient recovery processes*, Water Science Technology, vol. 48, nr 1, 27-36
- Hellström, Daniel, Stockholm Vatten AB, (2004), Personlig kommunikation
- Hidén, S., (2003), *Modellering och styrning av en biogasprocess, tillämpning av ADMI-modellen*, JTI-rapport Kretslopp & Avfall 28
- Houghton, J.T., Ding, Y., Gfiggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Mashell, K., Johnson, C. A., (2001), *Climate change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the third Assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, United Kingdom
- Huuhilo, T., Väisänen, P., Nuortila-Jokinen, J., Nyström, M., (2001), *Influence of shear on flux in membrane filtration of integrated pulp and paper mill circulation water*, Desalination, vol 141, 245-258

- J.-O., Sundqvist, Baky, A., Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B., Granath, J., Thyselius, L., (1999), *Systemanalys av energitnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi*, Översiktsrapport, Statens Energimyndighets forskningsprogram Energi från Avfall
- Jaffrin, M.Y., Ding, L-H., Akoum, O., Brou, A., (2004), *A hydrodynamic comparison between rotating disk and vibratory dynamic filtration systems*, Journal of Membrane Science vol 242, 155-167
- Jeppsson, U., Baky, A., Hellström, D., Jönsson, H., Kärrman, E., (2005), *The URWARE Wastewater Treatment Plant Models*, Urban Water rapport 2005:5
- Jonsson, Lena, Stockholm Vatten AB, (2005), Personlig kommunikation, e-post 2005-01-27
- Jung-Goo Choi, Tae-Hyun Bae, Jung-Hak Kim, Tae-Moon Tak, Randall, A. A., (2002), *The behavior of membrane fouling initiation on the crossflow membrane bioreactor system*, Journal of Membrane Science, vol. 203, nr 1-2, 103-113
- 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 rapport 2005:6.
- Kim, S. L., Chen, J., Ting, Y. P., (2002), *Study on feed pretreatment for membrane filtration of secondary effluent*, Separation and Purification Technology, vol. 29, nr 2, 171-179
- Lilliehöök, Henrik, Renhållningsförvaltningen Stockholm, Miljö och Utveckling, (2004), Personlig kommunikation
- Low, S.C., Han, H.J., Jin, W.X., (2004), *Charecteristics of a vibration membrane in water recovery from fine carbon-loaded wastewater*, Desalination, vol 160, 83-90
- Marrot, B., Barrios-Martinez, A., Moulin, P., Roche, N., (2004), *Industrial Wastewater Treatment in a Membrane Bioreactor: A Review*, Environmental Progress, vol. 23, nr 1, 59-68
- Miljödomstolen, (2000), Mål nr M 149-99, 150-99, 151-99, (2000-06-30)
- Miljöprogram för Hammarby Sjöstad, (2000), Miljö 2000, Långsiktiga mål för Stockholm Stad
- Miljöredovisning för Hammarby sjöstad 2002/2003, (2003), <http://www.hammarbysjostad.se/> (2005-02-20)
- New Logic, (2005), Learn more about VSEP technology, www.vsep.com/solutions/technology.html, Benefits, <http://www.vsep.com/solutions/benefits.html>, (2005-03-10)
- Nordberg, Å., Edström, M., Olsson, L.E., Hellström, D., (2001), *Anaerob behandling av avloppsvatten – Litteraturstudie*, JTI Uppdragsrapport, Uppsala
- Nyström, M., Pihlajamäki, A., Liikanen, R., Mänttari, M., (2003), *Influence of process conditions and membrane/particle interaction in NF of wastewaters*, Desalination, vol. 156, 379-387
- Pierkiel, A., Lanting, J., (2004), *Membrane-coupled anaerobic digestion of municipal sewage sludge*, World Congress on Anaerobic Digestion 10, Montréal, sid 738
- Schäfer, A., Fane, A., Waite, D., (2001), *Cost Factors and chemical pretreatment effects in the membrane filtration of waters containing natural organic matter*, Water Fesearch, vol. 35, nr 6, 1509-1517
- SNFS, (1994:7), *Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*;

- Sonesson, U., (1996), *The ORWARE Simulation Model – Compost and Transport Sub-models*, Licentiatuppsats, SLU, Institutionen för lantbruksteknik, Rapport 215, Uppsala
- Stockholm Vatten, (2004), Miljörapport 2003
- Stockholm Vatten, (2005), *Hammarby Sjöstadverket - ett lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad*, www.stockholmvatten.se/indexie.htm, (2005-02-10)
- Szargut, J., Morris, D., Steward, F., (1988), *Exergy analysis of thermal, chemical, and metallurgical processes*, Springer Verlag, Berlin
- Van der Bruggen, B., Vandecasteele, C., Van Gestel, T., Doyen, W., Leysen, R., (2003), *A Review of Pressure-Driven Membrane Processes in Wastewater Treatment and Drinking Water Production*, Environmental Progress, vol 22, nr 1, 46-56
- van der Roest, H.F., Lawrence, D.P., van Bentem, A.G.N., (2002), *Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment*, STOWA Report: November 2002:150
- Van Lier, J., Tilche, A., Ahring, B., Macarie, H., Moletta, R., Dohanyos, M., Hulshoff, L., Lens, P., Verstraete, W., (2001), *New perspectives in anaerobic digestion*, Water Science and Technology, vol. 43, nr 1, 1-18
- Vane, L., Alvarez, F., Giroux, E., (1999), *Reduction of concentration polarization in pervaporation using vibrating membrane module*, Journal of Membrane Science, vol 153, 233-241
- Wall, G., (1977), *Exergy – a useful concept within resource accounting*, Institutionen för teoretisk fysik, Chalmers Tekniska Institut, Rapport nr 77-42
- Wall, G., (1992), *Exergi och helhetssyn – en tillämpning på Göteborg*, www.exergy.se/ftp/exohelgot.pdf
- Wen, C., Huang, X., Qian, Y., (1999), *Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration*, Process Biochemistry, vol. 35, 1999, 335-340
- Örtenblad, H., (2000), *Anaerobic digestion: Making energy and solving modern waste problems*, AD-NETT report.
- Östgaard, K., (1995), *Miljöbioteknologi Del 1*, Institutt for bioteknologi NTH.

Bilaga 1

Sammansättning av svensk medelelmix enligt Sundqvist m.fl. (1999)

Elproduktionssätt	Andel av använd el (%)
Förnybar	
Vattenkraft	45,6
Biobränsle	6,2
Icke förnybar	
Kärnkraft	41,9
Naturgas	1,1
Olja	1,2
Kol	3,3

The URWARE vector:

- u[1] = total biological carbon content (C-totb)
- u[2] = carbon content of slowly degradable carbohydrates, e.g. lignin (C-chsd)
- u[3] = carbon content of rapidly degradable carbohydrates (C-chfd)
- u[4] = carbon content of fats (C-fat)
- u[5] = carbon content of proteins (C-pro)

- u[6] = biological oxygen demand (BOD7)
- u[7] = volatile substances (VS)
- u[8] = dry matter (DM), i.e. total solids (TS)

- u[9] = carbon dioxide from fossil origin (CO2-f)
- u[10] = carbon dioxide from biological origin (CO2-b)
- u[11] = methane (CH4)
- u[12] = volatile organic compounds (VOC)
- u[13] = halogenated volatiles (CHX)
- u[14] = halogenated organic compounds (AOX)
- u[15] = polyaromatic hydrocarbons (PAH)
- u[16] = carbon monoxide (CO)
- u[17] = phenols
- u[18] = polychlorinated biphenyls (PCB)
- u[19] = dioxins

- u[20] = total oxygen content (O-tot)
- u[21] = total hydrogen content (H-tot)
- u[22] = water (H2O)
- u[23] = total nitrogen content (N-tot)
- u[24] = nitrogen content of ammonia and ammonium (NH3-N)
- u[25] = nitrogen content of NOx (NOx-N)
- u[26] = nitrogen content of nitrite and nitrate (NO3-N)
- u[27] = nitrogen content of N2O (N2O-N)
- u[28] = total sulphur content (S-tot)
- u[29] = sulphur content of SOx (SOx-S) also sulphate in water
- u[30] = total phosphorus content (P-tot)

- u[31] = total chlorine content (Cl-tot)
- u[32] = total potassium content (K-tot)
- u[33] = total calcium content (Ca-tot)

- u[34] = total lead content (Pb-tot)
- u[35] = total cadmium content (Cd-tot)
- u[36] = total mercury content (Hg-tot)
- u[37] = total copper content (Cu-tot)
- u[38] = total chrome content (Cr-tot)
- u[39] = total nickel content (Ni-tot)
- u[40] = total zinc content (Zn-tot)

- u[41] = carbon content of medium rate degradable carbohydrates (C-chmd)
u[42] = suspended solids (water phase) or particles (gas phase)
- u[43] = total chemical oxygen demand (COD-tot)
u[44] = nitrogen content of soluble material (N-sol) not including Snd
u[45] = total fossil carbon content (C-totf)
u[46] = particulate sulphur
- u[47] = void volume
u[48] = sulphur as sulfide (HS)
u[49] = organically bound or within cell walls potassium (K-part)
- u[50] = magnetic metals (Fe)
u[51] = light metal (e.g. Al)
u[52] = yellow metal and stainless steel
u[53] = colourless glass (used for N₂ production in this model)
u[54] = coloured glass
u[55] = other inerts not including ash
u[56] = ash
- u[57] = paper containers, cardboard, etc.
u[58] = paper newsprint
u[59] = paper journals
u[60] = paper fine (e.g. office paper)
u[61] = mixed paper
u[62] = PE plastics
u[63] = PP plastics
u[64] = PVC plastics
u[65] = PS plastics
u[66] = PET plastics
u[67] = mixed plastics
u[68] = rubber incl. tyres
u[69] = textile
u[70] = wood
u[71] = electronic waste, not incinerated
u[72] = hazardous waste. burnable but not incinerated
u[73] = hazardous waste, not burnable and not incinerated
u[74] = MFA, not incinerated
- u[75] = chemical oxygen demand of dissolved biodegradable material (COD-biosol)
u[76] = chemical oxygen demand of dissolved inert material (COD-insol)
u[77] = chemical oxygen demand of particulate biodegradable material (COD-biopart)
u[78] = chemical oxygen demand of particulate inert material (COD-inpart)
- u[79] = phosphorus content of phosphates (PO₄-P)
u[80] = phosphorus content of particulate material (P-part) not including Xpd
u[81] = nitrogen content of particulate material (N-part) not including Xnd

u[82] = temperature (degC)
u[83] = chemically based exergy
u[84] = heat-based exergy

Extra inputs for the activated sludge model (also model states)

u[85] = slowly biodegradable substrate
u[86] = heterotrophic biomass
u[87] = autotrophic biomass
u[88] = soluble N associated with u(75)
u[89] = particulate N associated with u(85), Xnd
u[90] = particulate P associated with u(85), Xpd
u[91] = particulate S associated with inerts, Spart,inert

spMBRadModel

```

function [y] = anaemBRModel(MBRadPAR, u)
%
%MBRadMODEL    URWARE model describing an anaerobic digester
connected to
%a separating membrane
%
%    MBRadModel(MBRadPAR, u) is a simple model based on the spADModel.
%    A user defined amount of COD is converted into methane gas and
carbon dioxide.
%    The temperature dependence is considered and affects degradation.
%    The parameters that control the degradation are defined by the
%    parameter vector MBRadPAR, that is created in spInit and
MBRadInit.
%    The amounts of CO2 and CH4 produced per amount of COD digested are
%    fixed values.
%
%    The input variable u represents the URWARE vector of 84 elements,
%
%    The model outputs are defined as:
%    y(1:84) = URWARE effluent vector to VSEP;
%    y(85) = extras(1) = Energy needed for mixing (J/year)
%    y(86) = extras(2) = Energy needed for pumping (J/year)
%    y(87) = extras(3) = Electrical energy needed for heat exchangers
(J/year).
%    y(88) = extras(4) = Heat energy needed for heating (J/year).
Total, i.e. without recovery.
%    y(89) = extras(5) = Heat energy recovered by heat exchangers
(J/year).
%    y(90) = extras(6) = Energy content of produced methane
(J/year).
%    y(91) = extras(7) = Total electricity consumption (J/year).
extral + extra2 + extra3.
%    y(92) = extras(8) = Net heat consumption (J/year). extra4 -
extra5.
%    y(93) = extras(9) = Total net energy production (J/year).
extra6 - extra7 - extra8
%    y(94) = extras(10) = not currently used
%    y(95) = extras(11) = CO2 production (kg/year) released as gas
(another part in water)
%    y(96) = extras(12) = CH4 production (kg/year) released as gas
(all)
%    y(97) = extras(13) = H2S production (kg/year) released as gas
(another part in water as HS-)
%    y(98) = extras(14) = N2 production (kg/year) released as gas
(result of denitrification)
%    y(99) = extras(15) = not currently used
%
%    User defined parameters for anaerobic digester:
%    MBRadPAR[1] = Temperature in the digester (Celsius)
(MBRadtemp)
%    MBRadPAR[2] = Heat capacity of water. Used for all temperatures
(J/kg/K)
%    MBRadPAR[3] = COD biodegradable to BOD7 conversion factor
(spCODtoBOD)
%    MBRadPAR[4] = COD biodegradable to VS conversion factor
(spCODtoVS(1,1))
%    MBRadPAR[5] = COD inert to VS conversion factor (spCODtoVS(1,2))

```

```

% MBRadPAR[6] = COD particulate inert and particulate substrate
to SS conversion factor (spCODtoSS(1,1)) !!!NOT USED
% MBRadPAR[7] = COD biomass to SS conversion factor
(spCODtoSS(2,1)) !!!NOT USED
% MBRadPAR[8] = fraction of input biodeg part COD ending up as
soluble inert COD (fMBRad_SI)
% MBRadPAR[9] = fraction of input biodeg part COD ending up as
particulate inert COD (fMBRad_XI)
% MBRadPAR[10] = fraction of digested COD ending up as biomass
COD (fMBRad_Xd)
% MBRadPAR[11] = ratio of N in biodegradable:inert particulate
AD sludge (Nratio_MBRad)
% MBRadPAR[12] = ratio of P in biodegradable:inert particulate
AD sludge (Pratio_MBRad)
% MBRadPAR[13] = ratio of S in biodegradable:inert particulate
AD sludge (Sratio_MBRad)
% MBRadPAR[14] = kg CO2 produced per kg COD digested (CODtoCO2)
% MBRadPAR[15] = kg CH4 produced per kg COD digested (CODtoCH4)
% MBRadPAR[16] = fraction of released PO4 forming metal complex
(Pprec_MBRad)
% MBRadPAR[17] = fraction of released HS forming metal complex
(Sprec_MBRadD)
% MBRadPAR[18] = fraction of non-precipitated HS released as gas
(Sgas_MBRad)
% MBRadPAR[19] = i_XBK, mass K/mass COD in biodegradable
particulate COD
% MBRadPAR[20] = i_XEK, mass K/mass COD in inert particulate COD
% MBRadPAR[21] = fraction of produced CO2 dissolved in water
phase (CO2inwater_MBRad)
% MBRadPAR[22] = fraction of denitrified NO3 that ends up as N2O
(N2O_frac_denitri)
% MBRadPAR[23] = Model mode if Temperature is to be considered
(MBRad_TDep)
% MBRadPAR[24] = fraction of total energy for heating recovered
by heat exchangers (heatrecov_MBRad)
% MBRadPAR[25] = energy required for mixing (MBRadEnergy(1,1))
% MBRadPAR[26] = energy required for pumping (MBRadEnergy(2,1))
% MBRadPAR[27] = active heat exchanger true or false
(MBRadheatexchanger)
% MBRadPAR[28] = electricity input (J) for heat recovered (J)
(MBRadelheatexchanger)
% MBRadPAR[29] = Approximation of CH4 dissolved in water
(CH4inwater_MBRad(1,1)) based on relationship from Åke Nordberg
% MBRadPAR[30] = (CH4inwater_MBRad(1,2))

% Created by Cecilia Hessel: 2004-11-26,

%The URWARE vector:
% u[1] = total biological carbon content (C-totb)
% u[2] = carbon content of slowly degradable carbohydrates,
e.g. lignin (C-chsd)
% u[3] = carbon content of rapidly degradable carbohydrates (C-
chfd)
% u[4] = carbon content of fats (C-fat)
% u[5] = carbon content of proteins (C-pro)
% u[6] = biological oxygen demand (BOD7)
% u[7] = volatile substances (VS)
% u[8] = dry matter (DM), i.e. total solids (TS)
% u[9] = carbon dioxide from fossil origin (CO2-f)
% u[10] = carbon dioxide from biological origin (CO2-b)
% u[11] = methane (CH4)
% u[12] = volatile organic compounds (VOC)

```

% u[13] = halogenated volatiles (CHX)
 % u[14] = halogenated organic compounds (AOX)
 % u[15] = polyaromatic hydrocarbons (PAH)
 % u[16] = carbon monoxide (CO)
 % u[17] = phenols
 % u[18] = polychlorinated biphenyls (PCB)
 % u[19] = dioxins
 % u[20] = total oxygen content (O-tot)
 % u[21] = total hydrogen content (H-tot)
 % u[22] = water (H2O)
 % u[23] = total nitrogen content (N-tot)
 % u[24] = nitrogen content of ammonia and ammonium (NH3-N)
 % u[25] = nitrogen content of NOx (NOx-N)
 % u[26] = nitrogen content of nitrite and nitrate (NO3-N)
 % u[27] = nitrogen content of N2O (N2O-N)
 % u[28] = total sulphur content (S-tot)
 % u[29] = sulphur content of SOx (SOx-S) also sulphate in water
 % u[30] = total phosphorus content (P-tot)
 % u[31] = total chlorine content (Cl-tot)
 % u[32] = total potassium content (K-tot)
 % u[33] = total calcium content (Ca-tot)
 % u[34] = total lead content (Pb-tot)
 % u[35] = total cadmium content (Cd-tot)
 % u[36] = total mercury content (Hg-tot)
 % u[37] = total copper content (Cu-tot)
 % u[38] = total chrome content (Cr-tot)
 % u[39] = total nickel content (Ni-tot)
 % u[40] = total zinc content (Zn-tot)
 % u[41] = carbon content of medium rate degradable carbohydrates
 (C-chmd)
 % u[42] = suspended solids (water phase) or particles (gas phase)
 % u[43] = total chemical oxygen demand (COD-tot)
 % u[44] = nitrogen content of soluble material (N-sol)
 % u[45] = total fossil carbon content (C-totf)
 % u[46] = particulate sulphur
 % u[47] = void volume
 % u[48] = Sulfide (HS-)
 % u[49] = organically bound or within cell walls potassium (K-part)
 % u[50] = magnetic metals (Fe)
 % u[51] = light metal (e.g. Al)
 % u[52] = yellow metal and stainless steel
 % u[53] = colourless glass
 % u[54] = coloured glass
 % u[55] = other inerts not including ash
 % u[56] = ash
 % u[57] = paper containers, cardboard, etc.
 % u[58] = paper newsprint
 % u[59] = paper journals
 % u[60] = paper fine (e.g. office paper)
 % u[61] = mixed paper
 % u[62] = PE plastics
 % u[63] = PP plastics
 % u[64] = PVC plastics
 % u[65] = PS plastics
 % u[66] = PET plastics
 % u[67] = mixed plastics
 % u[68] = rubber incl. tyres
 % u[69] = textile
 % u[70] = wood
 % u[71] = electronic waste, not incinerated
 % u[72] = hazardous waste. burnable but not incinerated
 % u[73] = hazardous waste, not burnable and not incinerated
 % u[74] = MFA, not incinerated

```

% u[75] = chemical oxygen demand of dissolved biodegradable
material (COD-biosol)
% u[76] = chemical oxygen demand of dissolved inert material
(COD-insol)
% u[77] = chemical oxygen demand of particulate biodegradable
material (COD-biopart)
% u[78] = chemical oxygen demand of particulate inert material
(COD-inpart)
% u[79] = phosphorus content of phosphates (PO4-P)
% u[80] = phosphorus content of particulate material (P-part)
% u[81] = nitrogen content of particulate material (N-part)
% u[82] = temperature (degC)
% u[83] = chemically based exergy
% u[84] = heat-based exergy

global spEnableWarnings;
global spEnableErrors;
global spEnableMessages;
global spEnableValidityCheck;
global spADMessage;
global spADMessage2;
global spEnergyAdjustment;

% Check the validity of input variables
temp = (find(u<0))';
if (~isempty(temp) & spEnableErrors)
    disp(['ERROR in spMBRadModel: the following input variables
are negative, element numbers ', int2str(temp)]); disp(' ');
    pause;
end
if (u(24) > (1160) & spEnableErrors) %1.5 g/l of NH4 (1.16 g NH4-
N/l) is toxic level
    disp('WARNING from spMBRadModel: High NH4 concentration,
could be toxic to microorganisms'); disp(' ');
end
if (u(26) > (50) & spEnableErrors) % 0.05 mg/ml of NO3-N is toxic
level
    disp('WARNING from spMBRadModel: High NO3 concentration could
be toxic to microorganisms'); disp(' ');
end
if (u(29) > (1667) & spEnableErrors) % 5 g/l of SO4 (1667 mg SO4-
S/l ) is toxic level
    disp('WARNING from spMBRadModel: High SO4 concentration could
be toxic to microorganisms'); disp(' ');
end
% Check the validity of model parameters
if (((MBRadPAR(1) < 2) | (MBRadPAR(1) > 30)) & MBRadPAR(1)~=0 &
spEnableErrors)
    disp('ERROR in spMBRadModel: initiated digester temperature
(MBRadInit.m) not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((MBRadPAR(2) < 4000) | (MBRadPAR(2) > 4500)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: heat capacity of water
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(3) < 0) | (MBRadPAR(3) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: COD to BOD7 conversion
factor (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
end

```

```

if (((MBRadPAR(4) < 0) | (MBRadPAR(4) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: COD to VS conversion for
biodegradables (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(5) < 0) | (MBRadPAR(5) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: COD to VS conversion for
inerts (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(6) < 0) | (MBRadPAR(6) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: COD to TSS conversion for
inerts (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(7) < 0) | (MBRadPAR(7) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: COD to TSS conversion for
non-inerts (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((sum(MBRadPAR(8:9)) < 0) | (sum(MBRadPAR(8:9)) > 1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fractions of produced Si, Xi
(MBRadInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(10)) < 0) | (sum(MBRadPAR(10)) > 1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fractions of digested
biomass (MBRadInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(11) < 0.25) | (MBRadPAR(11) > 10)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: ratio N in CODbio:CODinert
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(12) < 0.25) | (MBRadPAR(12) > 10)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: ratio P in CODbio:CODinert
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(13) < 0.25) | (MBRadPAR(13) > 10)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: ratio S in CODbio:CODinert
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(14) < 0) | (MBRadPAR(14) > 1)) & spEnableWarnings)
& (MBRadPAR(16) == 0))
    disp('WARNING from spMBRadModel: parameter CODtoCO2
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(15) < 0) | (MBRadPAR(15) > 1)) & spEnableWarnings)
& (MBRadPAR(16) == 0))
    disp('WARNING from spMBRadModel: parameter CODtoCH4
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(16) < 0) | (MBRadPAR(16) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction PO4 forming
metalcomplex (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(17) < 0) | (MBRadPAR(17) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction HS forming metal
complex (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((MBRadPAR(18) < 0) | (MBRadPAR(18) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction non-prec HS
released as gas (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end

```

```

if ((MBRadPAR(19) < 0) | (MBRadPAR(19) > 0.1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction K in biodegradable
COD (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((MBRadPAR(20) < 0) | (MBRadPAR(20) > 0.1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction K in inert COD
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((MBRadPAR(21) < 0) | (MBRadPAR(21) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction produced CO2
dissolved in water (MBRadInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((MBRadPAR(22) < 0) | (MBRadPAR(22) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction of denitrified NO3
that ends up as N2O (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((MBRadPAR(23) < 0) | (MBRadPAR(23) > 1)) & spEnableErrors)
    disp('ERROR from spMBRadModel: unvalid model mode for
temperature dependance (MBRadInit.m)!'); disp(' '); pause;
pause;
end
if ((MBRadPAR(24) < 0) | (MBRadPAR(24) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: fraction of energy recovered
by heat exchangers (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((MBRadPAR(25) < 0) | (MBRadPAR(25) > 1e7)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: energy required for mixing
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((MBRadPAR(26) < 0) | (MBRadPAR(26) > 500000)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: energy required for pumping
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((MBRadPAR(27) < 0) | (MBRadPAR(27) > 1)) & spEnableErrors)
    disp('ERROR from spMBRadModel: unvalid model mode for heat
exchanger (MBRadInit.m)!'); disp(' '); pause;
pause;
end
if ((MBRadPAR(28) < 0) | (MBRadPAR(28) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spMBRadModel: electricity needed for heat
recovery (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if ((spADMessage == 0) & ~spEnergyAdjustment)
    disp('From spMBRadModel: Energy adjustment function
disabled!'); disp(' ');
elseif ((spADMessage == 0) & spEnergyAdjustment)
    disp('From spMBRadModel: Energy adjustment function
enabled!'); disp(' ');
end
spADMessage = 1;

totalflowin = (u(8)+u(22))*1e-6; %use unit (volume equivalent) of
g and m3 rather than kg and dm3, 1 g/m3 = 1e-6 kg/dm3

u_BR = conc2load('MBRadModel_inflow',u(1:84)); %Load of inflow

y = u_BR; %u_load_BR; % The effluent water
stream

```



```

extras = zeros(15,1);           % The extra measured components

if (MBRadPAR(23) == 1)         %temperature dependence
    a1 = exp((-log(0.5)/10)*(u_BR(82)-20)); %Considering
    temperature dependence, half rate for 10 degC decrease
else
    a1 = 1;
end

% Assumptions
% All readily biodegradable COD (CODsol,bio) is converted.
% User defined part of all particulate biodegradable COD
(CODpart,bio) is converted.
% The elements O and H are readily present.
% The sludge contains adequate nitrogen and phosphorus for
biological growth
% COD content of CH4 is 4 gCOD/g, all net converted COD ends up in
CH4 and CO2, neglect H2 gas

% COD
y(75) = 0;                    %CODsol,bio is all digested
DigestedCODpart = u_BR(77)*MBRadPAR(10)*a1; %Part
(=MBRadPAR(10)) of incoming CODpart,bio is digested Conversion =
0.8
y(77) = u_BR(77) - DigestedCODpart; %Not digested
y(76) = u_BR(76) + DigestedCODpart*(MBRadPAR(8)/MBRadPAR(10));
%These factors should be adjusted after verification.
y(78) = u_BR(78) + DigestedCODpart*(MBRadPAR(9)/MBRadPAR(10));
CODpartGas = DigestedCODpart*(1- 2*MBRadPAR(8)/MBRadPAR(10)-
MBRadPAR(9)/MBRadPAR(10)); %CODpart that ends up as biogas

% NITROGEN
y(26) = 0;                    % All NO3 is immediately denitrified, neglect
required COD
y(44) = u_BR(44); % neglect inert nitrogen in inert soluble
organics, put in as NH4
Nfrac = u_BR(81)/(MBRadPAR(11)*u_BR(77)+u_BR(78)); %assume same N
content in specific COD fractions in and out
y(81) = MBRadPAR(11)*Nfrac*y(77)+Nfrac*y(78);
y(24) = u_BR(23)-u_BR(26)-y(44)-y(81); %all remaining N is
assumed NH4

% PHOSPHORUS
Pfrac = u_BR(80)/(MBRadPAR(12)*u_BR(77)+u_BR(78)); %assume same P
content in specific COD fractions in and out
y(80) = (MBRadPAR(12)*y(77)+y(78))*Pfrac;
y(79) = (1-MBRadPAR(16))*(u_BR(30) - y(80)); %fraction not forming
metalcomplex
y(80) = u_BR(30) - y(79);

% SULPHUR
y(29) = 0;                    %all SO4 transformed
Sfrac = u_BR(46)/(MBRadPAR(13)*u_BR(77)+u_BR(78)); %assume same S
content in specific COD fractions in and out
y(46) = (MBRadPAR(13)*y(77)+y(78))*Sfrac;
yextra48 = (1-MBRadPAR(17))*(u_BR(28) - y(46)); %fraction of
dissolved S not forming metalcomplex
y(46) = u_BR(28) - yextra48;
y(48) = (1-MBRadPAR(18))*yextra48; %fraction non-prec HS remianing
in water

```

```

% POTASSIUM
y(49) = y(77)*MBRadPAR(19) + y(78)*MBRadPAR(20);
y(32) = u_BR(32);
if ((y(49) > y(32)) & (spADMessage2 == 0) & spEnableMessages)
    disp('Message from spMBRadModel: fractions of K in
particulate material cannot');
    disp('be maintained due to lack of available K!');
    disp('Assuming a ratio of 3 (K in biodegradable:inert
particulate MBRad matter)');
    disp('and resolving based on same K content in specific COD
fractions in and out. ');
    disp(' ');
    spADMessage2 = 1;
end
if (y(49) > y(32))
    Kfrac = u_BR(49)/(3*u_BR(77)+u_BR(78)); %assume same K content
in specific COD fractions in and out
    y(49) = 3*Kfrac*y(77)+Kfrac*y(78);
    y(32) = u_BR(32);
    if (spEnableErrors & (y(49) > y(32)))
        disp('ERROR in spMBRadModel: Cannot resolve potassium
imbalance!'); disp(' ');
        pause;
    end
end

% AGGREGATED VARIABLES
% calculate BOD7 once the biodegradable COD is known, the low
conversion factor should be used
y(6) = MBRadPAR(3)*(y(75)+y(77));

% calculate VS once the COD fractions are known
y(7) = MBRadPAR(4)*(y(75)+y(77)) + MBRadPAR(5)*(y(76)+y(78));

% calculate Ntot,out once the different N-fractions are known
y(23) = y(24) + y(26) + y(44) + y(81);

% calculate Stot,out once the different S-fractions are known
y(28) = y(29) + y(46) + y(48);

% calculate Ptot,out once the different P-fractions are known
y(30) = y(79) + y(80);

% calculate TSS based on particulate COD, assume same ratio as
in input
y(42) = (y(77)+y(78)) * u_BR(42)/(sum(u_BR(77:78)));

% calculate TS based on total COD, assume same ratio as in
input
y(8) = (y(75)+y(76)+y(77)+y(78)) * u_BR(8)/(sum(u_BR(75:78)));

% calculate CODtot once the COD fractions are known
y(43) = y(75)+y(76)+y(77)+y(78);

% The gas production

% Carbon dioxide from biological origin (kg/y). 1 kg of COD
% yields user defined kg of carbon dioxide. Significant part of
CO2 is
% dissolved in water and not released, specified by user.

```

```

    extras(11) = (u_BR(75)+CODpartGas)*MBRadPAR(14)*(1-
MBRadPAR(21)); %COD2CO2(=0.5)*CO2notinwater
    y(10)= (u_BR(75)+CODpartGas)*MBRadPAR(14)*MBRadPAR(21); %CO2
dissolved in water phase

    % CH4 (kg/year). 1 kg of COD yields user defined kg of methane
    % Due to the low temperatures a significant part of CH4 is
    % dissolved in water and not released, assumed as a function of
temperature
    % CH4(aq) = -0.0007*T + 0.04 [kg/m3], where T is temperature in
degC between 2 and 20.
    % based on relations from Åke Nordberg, 2004.

    CH4prod =(u_BR(75)+CODpartGas)*MBRadPAR(15);
    CH4inwater = (0.04 - 0.0007*log(u(82))) * u(22)*1e-6; %OBS!!
ÄNDRA - MBRadPAR(29), MBRadPAR(30) %Solubility, kg CH4/m3 H2O
    if (CH4inwater > CH4prod)
        extras(12) = 0;
        y(11) = CH4prod;
    else
        y(11)= CH4inwater;
        extras(12) = CH4prod - CH4inwater;
    end;

% H2S released in gas flow
extras(13) = MBRadPAR(18)*yextra48;

% Nitrogen gas released in gas flow
extras(14) = u_BR(26);
    % The produced methane is available energy.
% The energy consumption of the digester is determined by the
amount
% of energy used for heating, stirring and pumping.
% The major part depends on the use of heat pumps.
mixingenergy = MBRadPAR(25)*(u_BR(8) + u_BR(22))/1000;
pumpingenergy = MBRadPAR(26)*(y(8) + y(22))/1000;
if (MBRadPAR(1) == 0)
    totalheatenergy = 0;
else
    totalheatenergy = totalflowin*1e6 * MBRadPAR(2) * (MBRadPAR(1)
- u_BR(82));
end

if MBRadPAR(27)
    heatenergyrecovered = totalheatenergy*MBRadPAR(24);
    elenergyexchanger = heatenergyrecovered*MBRadPAR(28);
    y(82) = u_BR(82); %all heatenergy is recovered thus outflow
has the same temperature as inflow
else
    heatenergyrecovered = 0;
    elenergyexchanger = 0;
    % Outflow temperature, assuming that all incoming water is
completely mixed
    % with liquid in AD
    if (MBRadPAR(1)==0) %Mode 0 means no heating of digester
        y(82)= u_BR(82);
    else
        y(82) = MBRadPAR(1); %Effluent temperature is set
equal to digester temperature
    end
end
end

```

```

if spEnergyAdjustment
    mixingenergy = mixingenergy*spEnergyAdjust;
    pumpingenergy = pumpingenergy*spEnergyAdjust;
end

energycontentgas = 50014000 * extras(12);
totaleleenergy = mixingenergy + pumpingenergy + elenergyexchanger;
netheatenergy = totalheatenergy - heatenergyrecovered;
totalenergy = energycontentgas - totaleleenergy - netheatenergy;

extras(1:10) = [
    mixingenergy
    pumpingenergy
    elenergyexchanger
    totalheatenergy
    heatenergyrecovered
    energycontentgas
    totaleleenergy
    netheatenergy
    totalenergy
    0
];
y = load2conc('MBRad_efff',y);
y = [
    y           %1:84
    extras      %85:99
];

% Check validity of output vector
if spEnableValidityCheck
    validitycheck('MBRad_efff ', y(1:84));
end

```

Initfil för spMBRadModel

```
%anaeMBRInit      Initialisation file defining the parameters
needed for the MBR-anaerobic reactor
%
%   Last modified: Cecilia Hessel 2005-01-20
%
%   User defined parameters for anaerobic digester:
%   MBRadPAR[1] = Temperature in the digester (Celsius)
(MBRadtemp)
%   MBRadPAR[2] = Heat capacity of water. Used for all
temperatures (J/kg/K)
%   MBRadPAR[3] = COD biodegradable to BOD7 conversion factor
(spCODtoBOD)
%   MBRadPAR[4] = COD biodegradable to VS conversion factor
(spCODtoVS(1,1))
%   MBRadPAR[5] = COD inert to VS conversion factor
(spCODtoVS(1,2))
%   MBRadPAR[6] = COD particulate inert and particulate substrate
to SS conversion factor (spCODtoSS(1,1)) !!!NOT USED
%   MBRadPAR[7] = COD biomass to SS conversion factor
(spCODtoSS(2,1)) !!!NOT USED
%   MBRadPAR[8] = fraction of input biodeg part COD ending up as
soluble inert COD (fMBRad_SI)
%   MBRadPAR[9] = fraction of input biodeg part COD ending up as
particulate inert COD (fMBRad_XI)
%   MBRadPAR[10] = fraction of digested COD ending up as biomass
COD (fMBRad_Xd)
%   MBRadPAR[11] = ratio of N in biodegradable:inert particulate
AD sludge (Nratio_MBRad)
%   MBRadPAR[12] = ratio of P in biodegradable:inert particulate
AD sludge (Pratio_MBRad)
%   MBRadPAR[13] = ratio of S in biodegradable:inert particulate
AD sludge (Sratio_MBRad)
%   MBRadPAR[14] = kg CO2 produced per kg COD digested (CODtoCO2)
%   MBRadPAR[15] = kg CH4 produced per kg COD digested (CODtoCH4)
%   MBRadPAR[16] = fraction of released PO4 forming metal complex
(Pprec_MBRad)
%   MBRadPAR[17] = fraction of released HS forming metal complex
(Sprec_MBRadD)
%   MBRadPAR[18] = fraction of non-precipitated HS released as gas
(Sgas_MBRad)
%   MBRadPAR[19] = i_XBK, mass K/mass COD in biodegradable
particulate COD
%   MBRadPAR[20] = i_XEK, mass K/mass COD in inert particulate COD
%   MBRadPAR[21] = fraction of produced CO2 dissolved in water
phase (CO2inwater_MBRad)
%   MBRadPAR[22] = fraction of denitrified NO3 that ends up as N2O
(N2O_frac_denitri)
%   MBRadPAR[23] = Model mode if Temperature is to be considered
(MBRad_TDep)
%   MBRadPAR[24] = fraction of total energy for heating recovered
by heat exchangers (heatrecov_MBRad)
%   MBRadPAR[25] = energy required for mixing (MBRadEnergy(1,1))
%   MBRadPAR[26] = energy required for pumping (MBRadEnergy(2,1))
%   MBRadPAR[27] = active heat exchanger true or false
(MBRadheatexchanger)
%   MBRadPAR[28] = electricity input (J) for heat recovered (J)
(MBRadelheatexchanger)
```

```

% MBRadPAR[29] = Approximation of CH4 dissolved in water
(CH4inwater_MBRad(1,1)) based on relationship from Åke Nordberg
% MBRadPAR[30] = (CH4inwater_MBRad(1,2))
%1
MBRadtemp = 0; % Temperature in the digester (Celcius) Value 0
means modelmode 0 and indicates no temperature regulation
%[10]
fMBRad_XB = 0.05; % fraction of input biodeg part COD ending up
as biomass COD after recirculation in MBR
fMBRad_Xd = 1 - fMBRad_XB; %fraction of input part COD that is
digested
%[8:9]
fMBRad_SI = 0.2; % fraction of input biodeg part COD ending up as
soluble inert COD (fAD_SI)
fMBRad_XI = 0.15; %fraction of input biodeg part COD ending up as
particulate inert COD (fAD_XI)
%[11:13]
Nratio_MBRad = 1.8;% ratio of N in biodegradable:inert particulate
in incoming water. Based on COD relation for HS
Pratio_MBRad = 1.8; % ratio of P in biodegradable:inert
particulate in incoming water.
Sratio_MBRad = 1.8; % ratio of S in biodegradable:inert
particulate in incoming water.
%[16:18]
Pprec_MBRad = 0.2; %0.6; % fraction of released PO4 forming metal
complex (Pprec_AD)
Sprec_MBRad = 0.8; % fraction of released HS forming metal complex
(Sprec_AD)
Sgas_MBRad = 0.1; %fraction of non-precipitated HS released as gas
(Sgas_AD)
%[19:20]
% i_XBK = 0.02; %These values are preferable set in spInit
% i_XEK = 0.00;
%[21]
CO2inwater_MBRad = 0.33; % fraction of produced CO2 dissolved in
water phase (CO2inwater_AD)
%[29:30]
CH4inwater_MBRad = [
    0.04
    -0.0007
];
%[24:28]
heatrecov_MBRad = 0.35; % fraction of total energy for heating
recovered by heat exchangers (heatrecov_AD)
MBRadEnergy(1,1) = 2.5; %energy required for mixing (Same as
spASanox and spASaerob)
MBRadEnergy(2,1) = 72000; %energy required for pumping
MBRadheatexchanger = false; %active heat exchanger true or false
MBRadelheatexchanger = 0.2; %electricity input (J) for heat
recovered (J)
%[23]
MBRad_TDep = 1;
% Parameter vector for anaerobic digester model (MBRadModel.m)
MBRadPAR = [ MBRadtemp ; cp ; spCODtoBOD ; spCODtoVS ; spCODtoSS ;
    fMBRad_SI ; fMBRad_XI ; fMBRad_Xd ;
    Nratio_MBRad ; Pratio_MBRad ; Sratio_MBRad ; CODtoCO2 ;
    CODtoCH4 ;
    Pprec_MBRad ; Sprec_MBRad ; Sgas_MBRad ; i_XBK ; i_XEK ;
    CO2inwater_MBRad ; N2O_frac_denitri ; MBRad_TDep ;
    heatrecov_MBRad ;
    MBRadEnergy ; MBRadheatexchanger ; MBRadelheatexchanger ;
    CH4inwater_MBRad];

```

spVsepModel

```

function [y] = spVsepModel(spVsepPAR, u)
%disp('VSEP start')
%
%SPVSEPMODEL    URWARE model describing a VSEP module
%
%   spVsepModel(spVsepPAR, u) is a model that calculates the
separation
%   over a vibrating membrane. It is defined by the parameter
vector
%   spVsepPAR created in VsepInit. It returns a vector
representing the
%   permeate effluent stream, the concentrate effluent stream and
some extra variables.

%   The input variable u represents URWARE vector with 84 elements
%
%   The model outputs are defined as:
%   y(1:84) = Permeate vector;
%   y(85:175) = Concentrate vector;
%   y(176) = extras(1) = Energy consumption(J/year)
%   y(177) = extras(2) = Waste water production, from cleaning
cycles (L/year)
%   y(178) = extras(3) = TS in wasted water (g/year)
%   y(179) = extras(4) = Cleaning chemicals consumption (L/year)
%   y(180) = extras(5) = Cleaning cycles water consumption
(L/year)
%   y(181) = extras(6) = Energy consumption for pumping (J/year)
%   y(182) = extras(7)= Energy consumption for shear enhasion
(J/year)
%   y(183) = extras(8)= Not in use.

%   User defined parameters for VSEP:
%   spVsepPAR[1] = Part of incoming water"concentration" in
permeat
%   spVsepPAR[2] = fraction of suspended solids in permeate,
SSperm/SSin(spVsepfracSSPermeat = 0)
%   spVsepPAR[3] = COD biodegradable to BOD7 conversion factor
(spCODtoBOD)
%   spVsepPAR[4] = COD soluble to VS conversion factor
(spCODtoVS(1,1))
%   spVsepPAR[5] = COD particulate to VS conversion factor
(spCODtoVS(2,1))
%   spVsepPAR[6] = fraction of influent concentration of NH4+ in
concentrate. NOT USED!
%   spVsepPAR[7] = fraction of influent concentration of NO3- in
concentrate. NOT IN USE!
%   spVsepPAR[8] = fraction of influent concentration of SO4-- in
concentrate. NOT IN USE!
%   spVsepPAR[9] = fraction of influent concentration of metals
and salts that ends up in concentrate. NOT IN USE!
%   spVsepPAR[10] = fraction of influent concentration of N-sol in
concentrate. NOT IN USE!
%   spVsepPAR[11] = fraction of influent concentration of HS- in
concentrate. NOT IN USE!
%   spVsepPAR[12] = fraction of influent concentration of CODsol
in concentrate. NOT IN USE!

```

```

% spVsepPAR[13] = fraction of influent concentration of PO4-- in
concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[14] = energy needed for the VSEP (J/m3)
% spVsepPAR[15] = energy needed for the Vsep vibration
(spVsepShearEnergy) (kWh)
% spVsepPAR[16] = Number of VSEP-racks to treat one m3/h
spNoofRacks
% spVsepPAR[17] = Energy needed for the pressure pumps at the
VSEP (spVsepPumpenergy ) (J/m3)
% spVsepPAR[18] = water use for chemical cleaning (L water
/year)
% spVsepPAR[19] = chemical cleaning (L chemicals /year)

% Created by CH: 2004-10
% Last modified by :
% List of modifications:

% Possible modifications: Metals are not considered in the
model. Must be taken care of outside
% Separation on membrane, all dissolved
ions are assumed to pass the membrane
% a certain degree of separation should
be assumed according to type of membrane
% All TSS is assumed to be retained by
the membrane.
%
%
%
% Last modified: Cecilia Hessel 2004-11-26

%The URWARE vector:
% u[1] = total biological carbon content (C-totb)
% u[2] = carbon content of slowly degradable carbohydrates,
e.g. lignin (C-chsd)
% u[3] = carbon content of rapidly degradable carbohydrates (C-
chfd)
% u[4] = carbon content of fats (C-fat)
% u[5] = carbon content of proteins (C-pro)
% u[6] = biological oxygen demand (BOD7)
% u[7] = volatile substances (VS)
% u[8] = dry matter (DM), i.e. total solids (TS)
% u[9] = carbon dioxide from fossil origin (CO2-f)
% u[10] = carbon dioxide from biological origin (CO2-b)
% u[11] = methane (CH4)
% u[12] = volatile organic compounds (VOC)
% u[13] = halogenated volatiles (CHX)
% u[14] = halogenated organic compounds (AOX)
% u[15] = polyaromatic hydrocarbons (PAH)
% u[16] = carbon monoxide (CO)
% u[17] = phenols
% u[18] = polychlorinated biphenyls (PCB)
% u[19] = dioxins
% u[20] = total oxygen content (O-tot)
% u[21] = total hydrogen content (H-tot)
% u[22] = water (H2O)
% u[23] = total nitrogen content (N-tot)
% u[24] = nitrogen content of ammonia and ammonium (NH3-N)
% u[25] = nitrogen content of NOx (NOx-N)
% u[26] = nitrogen content of nitrite and nitrate (NO3-N)
% u[27] = nitrogen content of N2O (N2O-N)
% u[28] = total sulphur content (S-tot)

```


% u[29] = sulphur content of SOx (SOx-S) also sulphate in water
 % u[30] = total phosphorus content (P-tot)
 % u[31] = total chlorine content (Cl-tot)
 % u[32] = total potassium content (K-tot)
 % u[33] = total calcium content (Ca-tot)
 % u[34] = total lead content (Pb-tot)
 % u[35] = total cadmium content (Cd-tot)
 % u[36] = total mercury content (Hg-tot)
 % u[37] = total copper content (Cu-tot)
 % u[38] = total chrome content (Cr-tot)
 % u[39] = total nickel content (Ni-tot)
 % u[40] = total zinc content (Zn-tot)
 % u[41] = carbon content of medium rate degradable carbohydrates
 (C-chmd)
 % u[42] = suspended solids (water phase) or particles (gas
 phase)
 % u[43] = total chemical oxygen demand (COD-tot)
 % u[44] = nitrogen content of soluble material (N-sol)
 % u[45] = total fossil carbon content (C-totf)
 % u[46] = particulate sulphur
 % u[47] = void volume
 % u[48] = Sulfide (HS-)
 % u[49] = organically bound or within cell walls potassium (K-
 part)
 % u[50] = magnetic metals (Fe)
 % u[51] = light metal (e.g. Al)
 % u[52] = yellow metal and stainless steel
 % u[53] = colourless glass
 % u[54] = coloured glass
 % u[55] = other inerts not including ash
 % u[56] = ash
 % u[57] = paper containers, cardboard, etc.
 % u[58] = paper newsprint
 % u[59] = paper journals
 % u[60] = paper fine (e.g. office paper)
 % u[61] = mixed paper
 % u[62] = PE plastics
 % u[63] = PP plastics
 % u[64] = PVC plastics
 % u[65] = PS plastics
 % u[66] = PET plastics
 % u[67] = mixed plastics
 % u[68] = rubber incl. tyres
 % u[69] = textile
 % u[70] = wood
 % u[71] = electronic waste, not incinerated
 % u[72] = hazardous waste. burnable but not incinerated
 % u[73] = hazardous waste, not burnable and not incinerated
 % u[74] = MFA, not incinerated
 % u[75] = chemical oxygen demand of dissolved biodegradable
 material (COD-biosol)
 % u[76] = chemical oxygen demand of dissolved inert material
 (COD-insol)
 % u[77] = chemical oxygen demand of particulate biodegradable
 material (COD-biopart)
 % u[78] = chemical oxygen demand of particulate inert material
 (COD-inpart)
 % u[79] = phosphorus content of phosphates (PO4-P)
 % u[80] = phosphorus content of particulate material (P-part)
 % u[81] = nitrogen content of particulate material (N-part)
 % u[82] = temperature (degC)
 % u[83] = chemically based exergy
 % u[84] = heat-based exergy

```

global spEnableWarnings;
global spEnableErrors;
global spEnableMessages;
global spEnableValidityCheck;

global spFiltInputVolume;
global spPreSMMessage;
global spPostSMMessage;
global spFiltMessage;
global spVsepMessage;
global spVsepMessage2;
global spEnergyAdjustment;
global spVsepRecFlow;

% Check the validity of input variables
temp = (find(u<0))';
if (~isempty(temp) & spEnableErrors)
    disp(['ERROR in spVsepModel: the following input variables
are negative, element numbers ', int2str(temp)]); disp(' ');
    pause;
end

% Check the validity of model parameters
if (((spVsepPAR(1) < 0) | (spVsepPAR(1) > 1)) & spEnableErrors)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of water in permeate
(requested in spVsepInit.m) not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(2) < 0) | (spVsepPAR(2) > 0.5)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of TSS in permeate
not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(3) < 0) | (spVsepPAR(3) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: COD to BOD7 conversion factor
(spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((spVsepPAR(4) < 0) | (spVsepPAR(4) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: COD to VS conversion for
biodegradables (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((spVsepPAR(5) < 0) | (spVsepPAR(5) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: COD to VS conversion for
inerts (spInit.m) not realistic!'); disp(' ');
end
if (((spVsepPAR(6) < 0) | (spVsepPAR(6) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of NH4 in permeate
not realistic!'); disp(' ');
end
if (((spVsepPAR(7) < 0) | (spVsepPAR(7) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of NO3- in permeate
not realistic '); disp(' ');
end
if (((spVsepPAR(8) < 0) | (spVsepPAR(8) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of SO4- in permeate
not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(9) < 0) | (spVsepPAR(9) > 1)) & spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of metals and salts
in permeate not realistic!'); disp(' ');

```

```

    pause;
end

if (((spVsepPAR(10) < 0) | (spVsepPAR(10) > 1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of N-sol in permeate
not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(11) < 0) | (spVsepPAR(11) > 1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of HS in permeate
not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(12) < 0) | (spVsepPAR(12) > 1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of CODsol in
permeate not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(13) < 0) | (spVsepPAR(13) > 1)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: fraction of PO4- in permeate
not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(14) < 1e2) | (spVsepPAR(14) > 1e7)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: energy need for Vsep in
spVsepInit.m not realistic!'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(15) < 0) | (spVsepPAR(15) > 1e7)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: Energy needed for Vsep
vibration not realistic'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(16) < 0) | (spVsepPAR(16) > 100)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: Number of VSEP-racks not
realistic'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(17) < 0) | (spVsepPAR(17) > 1e5)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: Energy required for pumping
(spVSEPInit) is not realistic'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(18) < 0) | (spVsepPAR(18) > 1e5)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: L of water for cleaning of
the membrane not realistic'); disp(' ');
    pause;
end
if (((spVsepPAR(19) < 0) | (spVsepPAR(19) > 1e3)) &
spEnableWarnings)
    disp('WARNING from spVsepModel: L of chemicals for cleaning
of the membrane not realistic'); disp(' ');
    pause;

```

```

end

totalflowin = (u(8) + u(22))*1e-6; %use unit (volume equivalent)
of g and m3 rather than kg and dm3, 1 g/m3 = 1e-6 kg/dm3
extras = zeros(8,1); % The extra measured components

    WaterDep =spVsepPAR(1)*(u(22)*1e-6)/totalflowin;
cTSdis = (u(8)-(u(42)*totalflowin))/(u(22)*1e-6);
%Calculate TSS in concentrate
loadTSSconcentrate = u(42)*totalflowin*(1-spVsepPAR(2));
%mass(incomingTSS)* (part of incoming TSS in concentrate)g

%Watercontent of the flows
H2Oflowpermeate = 1e-6*u(22)*WaterDep; %spVsepPAR(1);
%The H2O-mass of the permeate
H2Oflowconcentrate = 1e-6*u(22) - H2Oflowpermeate; %The H2O-mass
of the concentrate
%      waterdiff = u(22)*1e-6 - H2Oflowpermeate -
H2Oflowconcentrate
%TScontent of the flows
%      TSVsepIn=1e-6*u(8);
TSflowconcentrate = (loadTSSconcentrate
+(cTSdis*H2Oflowconcentrate))*1e-6; %g Assume that all TS
in concentrate is TSS
TSflowpermeate = 1e-6*u(8) - TSflowconcentrate ;

%Totalflows
totalflowpermeate = TSflowpermeate + H2Oflowpermeate;
totalflowconcentrate = totalflowin - totalflowpermeate;

spVsepRecFlow = totalflowconcentrate; %The recycled flow, used
in other models

%*****

%The permeate stream:
y = [
    0      %u[1]
    0
    0
    0
    0      % u[5]
    NaN    %BOD7 is calculated below once the concentrations of
biodegradable COD is known by use of conversion factor
    NaN    %VS is calculated below once the COD concentrations
are known by use of a conversion factor
    TSflowpermeate*1e6 %recovery fraction for solids
    0
    0      % u[10]
    0
    0
    0
    0      % u[15]
    0
    0
    0
    0
    0      % u[20]
    0

```

```

H2Oflowpermeate*1e6 %Mass (volume) The influent water stream
that leaves the unit with the reject stream
NaN %Ntot,out = sum of all N fractions, calculated below
once these are known
u(24)*totalflowin*(WaterDep)/totalflowpermeate
%concentration of NH4+ in permeate
0 % u[25]
u(26)*totalflowin*(WaterDep)/totalflowpermeate
%concentration of NO3- in permeate
0
NaN %Stot,out = sum of all S fractions, calculated below
once these are known
(u(29)*totalflowin*(WaterDep))/totalflowpermeate
%concentration of SO4-- in permeate
NaN %Ptot,out = sum of all P fractions, calculated below
once these are known
0 % u[31]
NaN
0
0 %recovery fraction for metals and salts)
0 % u[35] recovery fraction for metals and salts)
0 %recovery fraction for metals and salts)
0 %recovery fraction for metals and salts)
0 %recovery fraction for metals and salts)
0 %recovery fraction for metals and salts)
0 % u[40] recovery fraction for metals and salts)
0
u(42)*totalflowin*1e-6*(spVsepPAR(2))/totalflowpermeate
%concentration of solids in permeate
NaN %CODtotal is calculated below once the concentrations
of the COD fractions are known
u(44)*totalflowin*(WaterDep)/totalflowpermeate
%concentration of N-sol in permeate
0
u(46)*totalflowin*(spVsepPAR(2))/totalflowpermeate
%concentration of particulate sulphur in permeate
0
u(48)*totalflowin*(WaterDep)/totalflowpermeate
%concentration of HS- in permeate
u(49)*totalflowin*(spVsepPAR(2))/totalflowpermeate
0 % u[50]
0
0
0
0
0 % u[55]
0
0
0
0
0
0 % u[60]
0
0
0
0
0 % u[65]
0
0
0
0
0
0 % u[70]
0
0

```

```

0
0
u(75)*totalflowin*(WaterDep)/totalflowpermeate
%concentration of CODbiodeg,sol in permeate
u(76)*totalflowin*(WaterDep)/totalflowpermeate
%concentration of CODinert,sol in permeate
u(77)*totalflowin*(spVsepPAR(2))/totalflowpermeate
%concentration of CODbiodeg,part in permeate
u(78)*totalflowin*(spVsepPAR(2))/totalflowpermeate
%concentration of CODinert,part in permeate
u(79)*totalflowin*(WaterDep)/totalflowpermeate
%concentration of PO4-P in permeate
u(80)*totalflowin*(spVsepPAR(2))/totalflowpermeate
%concentration of Ppart in permeate
u(81)*totalflowin*(spVsepPAR(2))/totalflowpermeate
%concentration of Npart in permeate
u(82) % No temperature change
0 % Exergy is calculated after the block.
0 % Exergy is calculated after the block.
];

% calculate CODtotal once the COD fractions are known
y(43) = y(75) + y(76) + y(77) + y(78);

% calculate BOD7 once the biodegradable COD is known
y(6) = spVsepPAR(3)*(y(75)+y(77));

% calculate VS once the COD is known
y(7) = spVsepPAR(4)*(y(75)+y(77)) +
spVsepPAR(5)*(y(76)+y(78));

% calculate Ntot,out once the different N-fractions are known
y(23) = y(24) + y(26) + y(44) + y(81);

% calculate Stot,out once the different S-fractions are known
y(28) = y(29) + y(46) + y(48);

% calculate Ptot,out once the different P-fractions are known
y(30) = y(79) + y(80);

%calculate Ktot,out based on particulate and dissolved K in
permeate
y(32) = y(49) + ((u(32)-
u(49))*totalflowin*(WaterDep))/totalflowpermeate; %concentration
of K in permeate

%*****
% A simple massbalance yields the reject stream:
% Maintain mass balances at all times
y_conc = ((u([1:7,9:21,23:44,46,48,49,75:81]).*totalflowin) -
(y([1:7,9:21,23:44,46,48,49,75:81]).*totalflowpermeate))/totalflow
concentrate;

%The Extas vector is calculated
%The energy needed for the VSEP is:
shearenergy = spVsepPAR(15)*spVsepPAR(16)*(u(8) + u(22))/1e3;%
Calculated from energyneed per rack times noofRacks per m3
pumpenergy = spVsepPAR(17)* (u(8) + u(22))/1e3;
% Could be changed to depend on TMP ?

```

```

    energy = shearenergy+pumpenergy;          % The total energy
needed for the VSEP-unit
    %energy = spVsepPAR(14)* (u(8) + u(22))/1e3;    %% This
relation should be used if no good assumptions can be made for
shear and pump

    % For the cleaning cycles, need of water and chemicals and
production of wastewater (L/year)
    % Consumption is set in VsepInit.m
    cleaningwater = spVsepPAR(18);
    cleaningchem = spVsepPAR(19);
    cleaningchemwater = spVsepPAR(17)+spVsepPAR(18);
    cleaningeffluent = cleaningchem + cleaningwater ;

    extras =
        [
        energy;          % extras[1]
        cleaningeffluent
        0
        cleaningchem
        cleaningwater    %extras[5]
        pumpenergy
        shearenergy
        0
        ];

%*****

% Construction of the output vector
y = [y(1:9)          % 1-9 permeate (only the 84 element
vector is given as effluent)
    0                %CO2 in water is set to 0 in all the
other models What to do?
    0                %CH4 in water is set to 0 in all the
other models What to do?
    y(12:84)
    y_conc(1:7)      % 1-7 (85-91)
    TSflowconcentrate*1e6 % 8 TS in concentrate stream,
transformed into kg (92)
    y_conc(8:20)     % 9-21 (93-105)
    H2Oflowconcentrate*1e6 % 22 H2O in concentrate stream,
transformed into kg (106)
    y_conc(21:42)    % 23-44 (107-128)
    u(45)            % 45 not water related variables, what
to do? (129)
    y_conc(43)       % 46 Spart (130)
    u(47)            % 47 (131)
    y_conc(44)       % 48 HS-S (132)
    y_conc(45)       % 49 K in cell walls (133)
    u(50:74)         % 50-74 not water related variables,
what to do? (132-158)
    y_conc(46:52)    % 75-81 (159-165)
    u(82)            % 82 no temperature change (166)
    0                % 83 how to calculate exergy change?
(167)
    0                % 84 how to calculate exergy change?
(168)
    extras           % 1-8 ( )
];                  % 1:84 = permeate, 85:175 = concentrate
& 176:183 = extras

```

```
%*****  
% Check validity of output vector  
if spEnableValidityCheck  
    validitycheck('spVsepModel (permeate)', y(1:84));  
    validitycheck('spVsepModel (concentrate)', y(85:168));  
end  
  
%*****
```


SpVsepInit

```

% spVsepInit
% This file initiates the parameters (set no 2) for VSEP submodel
% It should be run prior to any simulation containing the VSEP
submodel
% Created by Cecilia Hessel 2004-09-27

% Last modified: Cecilia Hessel 2004-11-26

% Possible improvements:
% It should be possible to determine better conversion factor for
% * COD to BOD
% * COD to VS
% Some of the parameters might be made dependent of the inflow-
vector in
% spVsepModel.m and thus moved to the model-file instead.
%Cleaning cycles: *More exact cleaning frequency.
% *What is done with the cleaning effluent?
% *Determine how the cleaning frequency affects
the functioning of the membrane.
% *Determine how the quality of the influent
affects the cleaning frequency.

% spVsepPAR[1] = Part of incoming water"concentration" in
permeat
% spVsepPAR[2] = fraction of suspended solids in permeate,
SSperm/SSin(spVsepfracSSPermeat = 0)
% spVsepPAR[3] = COD biodegradable to BOD7 conversion factor
(spCODtoBOD)
% spVsepPAR[4] = COD soluble to VS conversion factor
(spCODtoVS(1,1))
% spVsepPAR[5] = COD particulate to VS conversion factor
(spCODtoVS(2,1))
% spVsepPAR[6] = fraction of influent concentration of NH4+ in
concentrate. NOT USED!
% spVsepPAR[7] = fraction of influent concentration of NO3- in
concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[8] = fraction of influent concentration of SO4-- in
concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[9] = fraction of influent concentration of metals
and salts that ends up in concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[10] = fraction of influent concentration of N-sol in
concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[11] = fraction of influent concentration of HS- in
concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[12] = fraction of influent concentration of CODsol
in concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[13] = fraction of influent concentration of PO4-- in
concentrate. NOT IN USE!
% spVsepPAR[14] = energy needed for the VSEP (J/m3)
% spVsepPAR[15] = energy needed for the Vsep vibration
(spVsepShearEnergy) (kWh)

```

```

% spVsepPAR[16] = Number of VSEP-racks to treat one m3/h
spNoofRacks
% spVsepPAR[17] = Energy needed for the pressure pumps at the
VSEP (spVsepPumpenergy ) (J/m3)
% spVsepPAR[18] = water use for chemical cleaning (L water
/year)
% spVsepPAR[19] = chemical cleaning (L chemicals /year)
%*****
%[1] H2O
%spVsepH2OpermofH2Oin = 50/100; %NOT USED RIGHT NOW!
WaterDep = 0.96;

%TSS [2]
spVsepSSRecov = 100/100; %fraction of TSS in influent that is
retained by the membrane
spVsepfracSSPermeat = 0; %1 - spVsepSSRecov; This is the
only possible value for current spMBRadmodel

%[6:13]Assuming dissolved elements passes the membrane, can be
changed if membrane is changed
%These modification includes: positive and multiple negative
charged ions might be partly retained.
% metal salts are partly retained
spVsepFracNH4inPerm = 1; %fraction of influent concentration of
NH4+ in permeate.( 90/100, Chen et al 2004)
spVsepFracNO3inPerm = 1; %fraction of influent concentration of
NO3- in permeate. (Van der Bruggen et al 2003)
spVsepFracSO4inPerm= 1; %fraction of influent concentration of
SO4-- in permeate. (85/100, Van der Bruggen et al 2003)
spVsepMetSaltinPerm = 1; %fraction of influent concentration of
metals and salts in permeate. 95/100
spVsepFracNsolinPerm = 1; %fraction of influent concentration of
N-sol in permeate.
spVsepFracHSinPerm = 1; %fraction of influent concentration of
HS- in permeate.
spVsepFracCODsolinPerm = 1; %fraction of influent concentration of
CODsol in permeate.
spVsepFracPO4inPerm = 1; %fraction of influent concentration of
PO4-- in permeate. 85/100

%Energy use [14:17]
spVsepEnergy = 0.7 * 3.6e6; %electrical energy needed for the
VSEP (J/m3)
spVsepShearEnergy = 7.5*3.6*1e6; %(J/rack) Energy needed for
the Vsep vibration per rack 7.5kWh (Carl-Henrik Hansson, Nordcap)
spNoofRacks = 1/1460; %Number of Racks need to treat one
m3/year of wastewater (6 racks are assumed to treat 100m3/h)
%For the VSEP in general 0,7 kWh /m3 of treated effluent. Anox
info 2004-07-10
spVsepPumpenergy = 0.19*3.6e6; %Using calculations on DPVF 65
from dp-pumps. Need to use 2 with a working P = 11kW.

%Cleaning [18:19]
watercleaningperyear = 365/4; %with watercleaning once every 4
days
watercons = 30; %water use at every cleaning (L)
cleaning for 5min at 6 l/min
cleaningwater = watercleaningperyear*watercons; % water used
for watercleaning (L/year)
chemcleaningperyear = 19; %with chemical cleaning every 20 days
(cleanings/year)

```

```
chemicalcons = 1;
%chemical use at every cleaning (L)
waterconschem = 10;
%water use at every chemical cleaning (L)
cleaningchem = chemcleaningperyear * (chemicalcons
+waterconschem);      %(L/year)

%vector used by spVsepModel.m
spVsepPAR=[WaterDep; spVsepfracSSPermeat; spCODtoBOD ;
  spCODtoVS; spVsepFracNH4inPerm; spVsepFracNO3inPerm;
spVsepFracSO4inPerm; spVsepMetSaltinPerm;
  spVsepFracNsolinPerm; spVsepFracHSinPerm;
spVsepFracCODsolinPerm; spVsepFracPO4inPerm;
  spVsepEnergy ; spVsepShearEnergy ; spNoofRacks;
spVsepPumpenergy ; cleaningwater; cleaningchem ]

%disp('-The Vsep parameters have been loaded (spVsepInit.m)')
disp('-The VsepInit-file has been run ')
```


Results from tests of spMBRadModel and spVesepModel in order to adjust modelparameters in the initfiles. These testruns are given for the interested reader to compare the outputs of different parameters.

Test of Modelfunction

Test 1

INITPARAMETERS FOR THE BR, given in spMBRadInit

```
anaeMBRtemp = 0;
fanaeMBR_XB = 0.05;
fanaeMBR_SI = 0.1;
fanaeMBR_XI = 0.15;
```

```
Nratio_anaeMBR = 1.8;
Pratio_anaeMBR = 1.8;
Sratio_anaeMBR = 1.8;
```

```
Pprec_anaeMBR = 0.6;
Sprec_anaeMBR = 0.8;
Sgas_anaeMBR = 0.1; %
```

```
% i_XBK = 0.02;
% i_XEK = 0.00;
```

```
CO2inwater_anaeMBR = 0.33;
CH4inwater_anaeMBR = [
    0.04
   -0.0007
  ];
anaeMBR_TDep = 1;
```

EFFLUENT WATER FROM PRIMARY SEDIMENTATION

```
BOD7 = 299.6262 g/m3; 298049.7409 kg/y; 40.8287 g/cap.day
COD total = 642.0412 g/m3; 638663.2346 kg/y; 87.4881 g/cap.day
COD biosol= 202.9522 g/m3; 201884.454 kg/y; 27.6554 g/cap.day
COD insol = 49.7826 g/m3; 49520.663 kg/y; 6.7837 g/cap.day
COD biopart = 217.329 g/m3; 216185.5422 kg/y; 29.6145 g/cap.day
COD inpart = 171.9774 g/m3; 171072.5753 kg/y; 23.4346 g/cap.day
Sum of COD-fractions = 638663.2346 kg/y
```

```
Volatile solids (VS) = 412.6885 g/m3; 410517.1947 kg/y; 56.2352
g/cap.day
Suspended solids (TSS) = 278.3099 g/m3; 276845.6119 kg/y;
37.9241 g/cap.day
Dissolved solids (TS-TSS) = 611.0045 g/m3; 607789.8067 kg/y;
83.2589 g/cap.day
Fixed solids (TS-VS) = 476.6259 g/m3; 474118.2239 kg/y; 64.9477
g/cap.day
Total solids (TS) = 889.3144 g/m3; 884635.4186 kg/y; 121.1829
g/cap.day
H2O = 993854057.6683 kg/y; 136.1444 kg/cap.day
```

Total volume = 994738.6931 m³/y; 2725.3115 m³/day
 VS content = 0.041269 %
 TSS content = 0.027831 %
 TS content = 0.088931 %

Total nitrogen = 98.5134 g/m³; 97995.042 kg/y; 13.424 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 81.3639 g/m³; 80935.8481 kg/y; 11.0871 g/cap.day
 N-NO₃ = 0.13496 g/m³; 134.2515 kg/y; 0.018391 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 6.6709 g/m³; 6635.8486 kg/y; 0.90902 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3435 g/m³; 10289.0939 kg/y; 1.4095 g/cap.day
 Sum of N-fractions = 97995.042 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = 2.3969 %
 N content per TS (Total N/TS) = 11.0774 %

Total sulphur = 21.166 g/m³; 21054.5901 kg/y; 2.8842 g/cap.day
 SO₄-S = 19.4624 g/m³; 19360.0155 kg/y; 2.6521 g/cap.day
 S particulate = 0.87966 g/m³; 875.03 kg/y; 0.11987 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 0.82388 g/m³; 819.5446 kg/y; 0.11227 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 21054.5901 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = 0.31607 %
 S content per TS (Total S/TS) = 2.38 %

Total phosphorus = 12.2541 g/m³; 12189.6219 kg/y; 1.6698 g/cap.day
 PO₄-P = 8.7186 g/m³; 8672.7135 kg/y; 1.188 g/cap.day
 P particulate = 3.5355 g/m³; 3516.9084 kg/y; 0.48177 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 12189.6219 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = 1.2704 %
 P content per TS (Total P/TS) = 1.3779 %

Total potassium = 30.0171 g/m³; 29859.1735 kg/y; 4.0903 g/cap.day
 Dissolved potassium = 28.7096 g/m³; 28558.5387 kg/y; 3.9121 g/cap.day
 Organically bound potassium = 1.3075 g/m³; 1300.6348 kg/y; 0.17817 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = 0.46981 %
 K content per TS (Total K/TS) = 3.3753 %

Temperature in water = 12.1342 degC

INTERNAL EFFLUENT FROM BR

BOD₇ = 63.4897 g/m³; 63131.3394 kg/y; 8.6481 g/cap.day
 COD total = 363.6355 g/m³; 361582.7356 kg/y; 49.5319 g/cap.day
 COD biosol = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD insol = 75.0094 g/m³; 74586.0114 kg/y; 10.2173 g/cap.day
 COD biopart = 97.6765 g/m³; 97125.1376 kg/y; 13.3048 g/cap.day
 COD inpart = 190.9495 g/m³; 189871.5866 kg/y; 26.0098 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 361582.7356 kg/y

Volatile solids (VS) = 208.7647 g/m³; 207586.1937 kg/y; 28.4365 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 206.3349 g/m³; 205170.0923 kg/y; 28.1055 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 297.3497 g/m³; 295671.1607 kg/y; 40.5029 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 294.9199 g/m³; 293255.0593 kg/y; 40.1719 g/cap.day

Total solids (TS) = 503.6846 g/m³; 500841.253 kg/y; 68.6084 g/cap.day
 H₂O = 993854057.6683 kg/y; 136.1444 kg/cap.day
 Total volume = 994354.8989 m³/y; 2724.26 m³/day
 VS content = 0.020876 %
 TSS content = 0.020633 %
 TS content = 0.050368 %

Total nitrogen = 98.4164 g/m³; 97860.7905 kg/y; 13.4056 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 83.7244 g/m³; 83251.7312 kg/y; 11.4043 g/cap.day
 N-NO₃ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 4.3445 g/m³; 4319.9655 kg/y; 0.59178 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3475 g/m³; 10289.0939 kg/y; 1.4095 g/cap.day
 Sum of N-fractions = 97860.7905 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = 2.1056 %
 N content per TS (Total N/TS) = 19.5393 %

Total sulphur = 20.7621 g/m³; 20644.8912 kg/y; 2.8281 g/cap.day
 SO₄-S = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 S particulate = 17.0539 g/m³; 16957.6017 kg/y; 2.323 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 3.7082 g/m³; 3687.2895 kg/y; 0.50511 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 20644.8912 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = 8.2651 %
 S content per TS (Total S/TS) = 4.122 %

Total phosphorus = 12.2588 g/m³; 12189.6219 kg/y; 1.6698 g/cap.day
 PO₄-P = 3.9825 g/m³; 3960.0399 kg/y; 0.54247 g/cap.day
 P particulate = 8.2763 g/m³; 8229.582 kg/y; 1.1273 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 12189.6219 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = 4.0111 %
 P content per TS (Total P/TS) = 2.4338 %

Total potassium = 30.0287 g/m³; 29859.1735 kg/y; 4.0903 g/cap.day
 Dissolved potassium = 28.0752 g/m³; 27916.6708 kg/y; 3.8242 g/cap.day
 Organically bound potassium = 1.9535 g/m³; 1942.5028 kg/y; 0.2661 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = 0.94678 %
 K content per TS (Total K/TS) = 5.9618 %

Temperature in water = 12.1342 degC

BIOGAS FROM BR

CO₂ gas production = 92821.9672 kg CO₂/y = 2109.5902 kmole/y
 CH₄ gas production = 69270.0932 kg CH₄/y = 4329.3808 kmole/y =
 96611.0087 Nm³/y = 277080.373 kg COD/y
 H₂S gas production = 409.6988 kg H₂S-S/y = 12.8031 kmole/y
 N₂ gas production = 134.2515 kg N₂/y = 4.7947 kmole/y
 Molar relationship in gas: CH₄ = 67.0539%; CO₂ = 32.6735%; H₂S =
 0.1983%; N₂ = 0.074261%
 COD equivalence of produced biogas: CH₄ = 277080.373 kg/y; CO₂ =
 185643.9343 kg /y;

RELATIONS BETWEEN INFLUENT AND EFFLUENT

Internal effluent from BR/Influent
 Effluent TS of influent TS = 56.6156 %

Effluent H2O of influent H2O = 100 %
 Effluent P-tot of influent P-tot = 100 %
 Effluent COD-tot of influent COD-tot = 56.6156 %

CONCENTRATE (RECIRCULATION) FROM VSEP

BOD7 = 630.8667 g/m³; 63131.3394 kg/y; 8.6481 g/cap.day
 COD total = 2942.8076 g/m³; 294489.1364 kg/y; 40.341 g/cap.day
 COD biosol = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD insol = 74.8711 g/m³; 7492.4122 kg/y; 1.0264 g/cap.day
 COD biopart = 970.5641 g/m³; 97125.1376 kg/y; 13.3048 g/cap.day
 COD inpart = 1897.3724 g/m³; 189871.5866 kg/y; 26.0098 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 294489.1364 kg/y

Volatile solids (VS) = 1721.5188 g/m³; 172273.773 kg/y; 23.5991 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 2050.2492 g/m³; 205170.0923 kg/y; 28.1055 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 296.8013 g/m³; 29701.1486 kg/y; 4.0687 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 625.5318 g/m³; 62597.4679 kg/y; 8.575 g/cap.day
 Total solids (TS) = 2347.0505 g/m³; 234871.2409 kg/y; 32.1741 g/cap.day
 H2O = 99835935.8551 kg/y; 13.6762 kg/cap.day
 Total volume = 100070.8071 m³/y; 274.1666 m³/day
 VS content = 0.17215 %
 TSS content = 0.20502 %
 TS content = 0.23471 %

Total nitrogen = 137.0675 g/m³; 13716.4515 kg/y; 1.879 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 83.57 g/m³; 8362.9125 kg/y; 1.1456 g/cap.day
 N-NO₃ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 43.1691 g/m³; 4319.9655 kg/y; 0.59178 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3284 g/m³; 1033.5736 kg/y; 0.14159 g/cap.day
 Sum of N-fractions = 13716.4515 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = 2.1056 %
 N content per TS (Total N/TS) = 5.84 %

Total sulphur = 173.1574 g/m³; 17328.0022 kg/y; 2.3737 g/cap.day
 SO₄-S = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 S particulate = 169.456 g/m³; 16957.6017 kg/y; 2.323 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 3.7014 g/m³; 370.4005 kg/y; 0.05074 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 17328.0022 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = 8.2651 %
 S content per TS (Total S/TS) = 7.3777 %

Total phosphorus = 86.2128 g/m³; 8627.3812 kg/y; 1.1818 g/cap.day
 PO₄-P = 3.9752 g/m³; 397.7991 kg/y; 0.054493 g/cap.day
 P particulate = 82.2376 g/m³; 8229.582 kg/y; 1.1273 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 8627.3812 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = 4.0111 %
 P content per TS (Total P/TS) = 3.6732 %

Total potassium = 47.4347 g/m³; 4746.8249 kg/y; 0.65025 g/cap.day

Dissolved potassium = 28.0234 g/m³; 2804.3222 kg/y; 0.38415 g/cap.day
 Organically bound potassium = 19.4113 g/m³; 1942.5028 kg/y; 0.2661 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = 0.94678 %
 K content per TS (Total K/TS) = 2.021 %

Temperature in water = 12.1342 degC

RELATIONS BETWEEN INFLUENT AND EFFLUENT

(Permeate+Concentrate)/Influent
 Effluent TS of influent TS = 100 %
 Effluent H₂O of influent H₂O = 100 %
 Effluent P-tot of influent P-tot = 100 %
 Effluent COD-tot of influent COD-tot = 100 %

EFFLUENT WATER FROM TOTAL MBRad

BOD₇ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD total = 75.0249 g/m³; 67093.5992 kg/y; 9.1909 g/cap.day
 COD biosol = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD insol = 75.0249 g/m³; 67093.5992 kg/y; 9.1909 g/cap.day
 COD biopart = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD inpart = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 67093.5992 kg/y

Volatile solids (VS) = 39.4868 g/m³; 35312.4206 kg/y; 4.8373 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 297.4111 g/m³; 265970.0121 kg/y; 36.4342 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 257.9243 g/m³; 230657.5914 kg/y; 31.5969 g/cap.day
 Total solids (TS) = 297.4111 g/m³; 265970.0121 kg/y; 36.4342 g/cap.day
 H₂O = 894018121.8132 kg/y; 122.4682 kg/cap.day
 Total volume = 894284.0918 m³/y; 2450.0934 m³/day
 VS content = 0.0039487 %
 TSS content = 0 %
 TS content = 0.029741 %

Total nitrogen = 94.0913 g/m³; 84144.339 kg/y; 11.5266 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 83.7416 g/m³; 74888.8187 kg/y; 10.2587 g/cap.day
 N-NO₃ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3496 g/m³; 9255.5203 kg/y; 1.2679 g/cap.day
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = NaN %
 N content per TS (Total N/TS) = 31.6368 %

Total sulphur = 3.709 g/m³; 3316.8891 kg/y; 0.45437 g/cap.day
 SO₄-S = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 S particulate = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 3.709 g/m³; 3316.8891 kg/y; 0.45437 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 3316.8891 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = NaN %
 S content per TS (Total S/TS) = 1.2471 %

Total phosphorus = 3.9833 g/m³; 3562.2407 kg/y; 0.48798 g/cap.day

PO4-P = 3.9833 g/m³; 3562.2407 kg/y; 0.48798 g/cap.day
 P particulate = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 3562.2407 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = NaN %
 P content per TS (Total P/TS) = 1.3393 %

Total potassium = 28.081 g/m³; 25112.3486 kg/y; 3.44 g/cap.day
 Dissolved potassium = 28.081 g/m³; 25112.3486 kg/y; 3.44 g/cap.day
 Organically bound potassium = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = NaN %
 K content per TS (Total K/TS) = 9.4418 %

Temperature in water = 12.1342 degC

RELATIONS BETWEEN INFLUENT AND EFFLUENT

(Effluent from Vsep)/Influent to BR
 Total outflow TS of influent TS = 30.0655 %
 Total outflow H2O of influent H2O = 89.9547 %
 Total outflow P-tot of influent P-tot = 29.2236 %
 Total outflow COD-tot of influent COD-tot = 10.5053 %
 Total outflow COD-part of influent COD-part = 0 %
 Total outflow COD-sol of influent COD-sol = 26.6874 %
 Total outflow of influent = 89.9014 %

Test 2

INITPARAMETERS FOR THE BR, given in spMBRadInit

%1

anaeMBRtemp = 0;
 fanaeMBR_XB = 0.05;
 fanaeMBR_Xd = 1 - fanaeMBR_XB;
 fanaeMBR_SI = 0.1
 fanaeMBR_XI = 0.15; %

Nratio_anaeMBR = 1.8;%
 Pratio_anaeMBR = 1.8;
 Sratio_anaeMBR = 1.8;

Pprec_anaeMBR = 0.6;
 Sprec_anaeMBR = 0.8;
 Sgas_anaeMBR = 0.1;

% i_XBK = 0.02;
 % i_XEK = 0.00;

CO2inwater_anaeMBR = 0.33;
 CH4inwater_anaeMBR = [
 0.04
 -0.0007
];

anaeMBR_TDep = 1;

EFFLUENT WATER FROM PRIMARY SEDIMENTATION

BOD7 = 299.6262 g/m³; 298049.7409 kg/y; 40.8287 g/cap.day
 COD total = 642.0412 g/m³; 638663.2346 kg/y; 87.4881 g/cap.day
 COD biosol = 202.9522 g/m³; 201884.454 kg/y; 27.6554 g/cap.day
 COD insol = 49.7826 g/m³; 49520.663 kg/y; 6.7837 g/cap.day
 COD biopart = 217.329 g/m³; 216185.5422 kg/y; 29.6145 g/cap.day
 COD inpart = 171.9774 g/m³; 171072.5753 kg/y; 23.4346 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 638663.2346 kg/y

Volatile solids (VS) = 412.6885 g/m³; 410517.1947 kg/y; 56.2352 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 278.3099 g/m³; 276845.6119 kg/y; 37.9241 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 611.0045 g/m³; 607789.8067 kg/y; 83.2589 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 476.6259 g/m³; 474118.2239 kg/y; 64.9477 g/cap.day
 Total solids (TS) = 889.3144 g/m³; 884635.4186 kg/y; 121.1829 g/cap.day
 H₂O = 993854057.6683 kg/y; 136.1444 kg/cap.day
 Total volume = 994738.6931 m³/y; 2725.3115 m³/day
 VS content = 0.041269 %
 TSS content = 0.027831 %
 TS content = 0.088931 %

Total nitrogen = 98.5134 g/m³; 97995.042 kg/y; 13.424 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 81.3639 g/m³; 80935.8481 kg/y; 11.0871 g/cap.day
 N-NO₃ = 0.13496 g/m³; 134.2515 kg/y; 0.018391 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 6.6709 g/m³; 6635.8486 kg/y; 0.90902 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3435 g/m³; 10289.0939 kg/y; 1.4095 g/cap.day
 Sum of N-fractions = 97995.042 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = 2.3969 %
 N content per TS (Total N/TS) = 11.0774 %

Total sulphur = 21.166 g/m³; 21054.5901 kg/y; 2.8842 g/cap.day
 SO₄-S = 19.4624 g/m³; 19360.0155 kg/y; 2.6521 g/cap.day
 S particulate = 0.87966 g/m³; 875.03 kg/y; 0.11987 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 0.82388 g/m³; 819.5446 kg/y; 0.11227 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 21054.5901 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = 0.31607 %
 S content per TS (Total S/TS) = 2.38 %

Total phosphorus = 12.2541 g/m³; 12189.6219 kg/y; 1.6698 g/cap.day
 PO₄-P = 8.7186 g/m³; 8672.7135 kg/y; 1.188 g/cap.day
 P particulate = 3.5355 g/m³; 3516.9084 kg/y; 0.48177 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 12189.6219 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = 1.2704 %
 P content per TS (Total P/TS) = 1.3779 %

Total potassium = 30.0171 g/m³; 29859.1735 kg/y; 4.0903 g/cap.day
 Dissolved potassium = 28.7096 g/m³; 28558.5387 kg/y; 3.9121 g/cap.day
 Organically bound potassium = 1.3075 g/m³; 1300.6348 kg/y; 0.17817 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = 0.46981 %

K content per TS (Total K/TS) = 3.3753 %

Temperature in water = 12.1342 degC

INTERNAL EFFLUENT FROM BR

BOD7 = 63.4897 g/m³; 63131.3394 kg/y; 8.6481 g/cap.day
 COD total = 363.6355 g/m³; 361582.7356 kg/y; 49.5319 g/cap.day
 COD biosol = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD insol = 75.0094 g/m³; 74586.0114 kg/y; 10.2173 g/cap.day
 COD biopart = 97.6765 g/m³; 97125.1376 kg/y; 13.3048 g/cap.day
 COD inpart = 190.9495 g/m³; 189871.5866 kg/y; 26.0098 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 361582.7356 kg/y

Volatile solids (VS) = 208.7647 g/m³; 207586.1937 kg/y; 28.4365 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 206.3349 g/m³; 205170.0923 kg/y; 28.1055 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 297.3497 g/m³; 295671.1607 kg/y; 40.5029 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 294.9199 g/m³; 293255.0593 kg/y; 40.1719 g/cap.day
 Total solids (TS) = 503.6846 g/m³; 500841.253 kg/y; 68.6084 g/cap.day
 H₂O = 993854057.6683 kg/y; 136.1444 kg/cap.day
 Total volume = 994354.8989 m³/y; 2724.26 m³/day
 VS content = 0.020876 %
 TSS content = 0.020633 %
 TS content = 0.050368 %

Total nitrogen = 98.4164 g/m³; 97860.7905 kg/y; 13.4056 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 83.7244 g/m³; 83251.7312 kg/y; 11.4043 g/cap.day
 N-NO₃ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 4.3445 g/m³; 4319.9655 kg/y; 0.59178 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3475 g/m³; 10289.0939 kg/y; 1.4095 g/cap.day
 Sum of N-fractions = 97860.7905 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = 2.1056 %
 N content per TS (Total N/TS) = 19.5393 %

Total sulphur = 20.7621 g/m³; 20644.8912 kg/y; 2.8281 g/cap.day
 SO₄-S = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 S particulate = 17.0539 g/m³; 16957.6017 kg/y; 2.323 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 3.7082 g/m³; 3687.2895 kg/y; 0.50511 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 20644.8912 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = 8.2651 %
 S content per TS (Total S/TS) = 4.122 %

Total phosphorus = 12.2588 g/m³; 12189.6219 kg/y; 1.6698 g/cap.day
 PO₄-P = 3.9825 g/m³; 3960.0399 kg/y; 0.54247 g/cap.day
 P particulate = 8.2763 g/m³; 8229.582 kg/y; 1.1273 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 12189.6219 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = 4.0111 %
 P content per TS (Total P/TS) = 2.4338 %

Total potassium = 30.0287 g/m³; 29859.1735 kg/y; 4.0903 g/cap.day

Dissolved potassium = 28.0752 g/m³; 27916.6708 kg/y; 3.8242 g/cap.day
 Organically bound potassium = 1.9535 g/m³; 1942.5028 kg/y; 0.2661 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = 0.94678 %
 K content per TS (Total K/TS) = 5.9618 %

Temperature in water = 12.1342 degC

BIOGAS FROM BR

CO₂ gas production = 92821.9672 kg CO₂/y = 2109.5902 kmole/y
 CH₄ gas production = 69270.0932 kg CH₄/y = 4329.3808 kmole/y = 96611.0087 Nm³/y = 277080.373 kg COD/y
 H₂S gas production = 409.6988 kg H₂S-S/y = 12.8031 kmole/y
 N₂ gas production = 134.2515 kg N₂/y = 4.7947 kmole/y
 Molar relationship in gas: CH₄ = 67.0539%; CO₂ = 32.6735%; H₂S = 0.1983%; N₂ = 0.074261%
 COD equivalence of produced biogas: CH₄ = 277080.373 kg/y; CO₂ = 185643.9343 kg /y;

RELATIONS BETWEEN INFLUENT AND EFFLUENT

Internal effluent from BR/Influent
 Effluent TS of influent TS = 56.6156 %
 Effluent H₂O of influent H₂O = 100 %
 Effluent P-tot of influent P-tot = 100 %
 Effluent COD-tot of influent COD-tot = 56.6156 %

PERMEATE (EFFLUENT) FROM THE VSEP

BOD₇ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD total = 75.0249 g/m³; 71566.5058 kg/y; 9.8036 g/cap.day
 COD biosol = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD insol = 75.0249 g/m³; 71566.5058 kg/y; 9.8036 g/cap.day
 COD biopart = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD inpart = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 71566.5058 kg/y

Volatile solids (VS) = 39.4868 g/m³; 37666.582 kg/y; 5.1598 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 297.4111 g/m³; 283701.3462 kg/y; 38.8632 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 257.9243 g/m³; 246034.7642 kg/y; 33.7034 g/cap.day
 Total solids (TS) = 297.4111 g/m³; 283701.3462 kg/y; 38.8632 g/cap.day
 H₂O = 953619329.9341 kg/y; 130.6328 kg/cap.day
 Total volume = 953903.0313 m³/y; 2613.433 m³/day
 VS content = 0.0039487 %
 TSS content = 0 %
 TS content = 0.029741 %

Total nitrogen = 94.0913 g/m³; 89753.9615 kg/y; 12.2951 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 83.7416 g/m³; 79881.4066 kg/y; 10.9427 g/cap.day
 N-NO₃ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3496 g/m³; 9872.555 kg/y; 1.3524 g/cap.day

Sum of N-fractions = 89753.9615 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = NaN %
 N content per TS (Total N/TS) = 31.6368 %

Total sulphur = 3.709 g/m³; 3538.015 kg/y; 0.48466 g/cap.day
 SO₄-S = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 S particulate = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 3.709 g/m³; 3538.015 kg/y; 0.48466 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 3538.015 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = NaN %
 S content per TS (Total S/TS) = 1.2471 %

Total phosphorus = 3.9833 g/m³; 3799.7234 kg/y; 0.52051 g/cap.day
 PO₄-P = 3.9833 g/m³; 3799.7234 kg/y; 0.52051 g/cap.day
 P particulate = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 3799.7234 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = NaN %
 P content per TS (Total P/TS) = 1.3393 %

Total potassium = 28.081 g/m³; 26786.5052 kg/y; 3.6694 g/cap.day
 Dissolved potassium = 28.081 g/m³; 26786.5052 kg/y; 3.6694 g/cap.day
 Organically bound potassium = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = NaN %
 K content per TS (Total K/TS) = 9.4418 %

Temperature in water = 12.1342 degC

CONCENTRATE (RECIRCULATION) FROM VSEP

BOD₇ = 1560.6533 g/m³; 63131.3394 kg/y; 8.6481 g/cap.day
 COD total = 7169.4151 g/m³; 290016.2297 kg/y; 39.7283 g/cap.day
 COD biosol = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD insol = 74.6444 g/m³; 3019.5056 kg/y; 0.41363 g/cap.day
 COD biopart = 2401.005 g/m³; 97125.1376 kg/y; 13.3048 g/cap.day
 COD inpart = 4693.7656 g/m³; 189871.5866 kg/y; 26.0098 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 290016.2297 kg/y

Volatile solids (VS) = 4200.5381 g/m³; 169919.6117 kg/y; 23.2767 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 5071.956 g/m³; 205170.0923 kg/y; 28.1055 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 295.9026 g/m³; 11969.8144 kg/y; 1.6397 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 1167.3205 g/m³; 47220.2951 kg/y; 6.4685 g/cap.day
 Total solids (TS) = 5367.8586 g/m³; 217139.9068 kg/y; 29.7452 g/cap.day
 H₂O = 40234727.7342 kg/y; 5.5116 kg/cap.day
 Total volume = 40451.8676 m³/y; 110.827 m³/day
 VS content = 0.42005 %
 TSS content = 0.5072 %
 TS content = 0.53679 %

Total nitrogen = 200.4068 g/m³; 8106.8289 kg/y; 1.1105 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 83.3169 g/m³; 3370.3246 kg/y; 0.46169 g/cap.day
 N-NO₃ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 106.7927 g/m³; 4319.9655 kg/y; 0.59178 g/cap.day

N-org,sol = 10.2971 g/m³; 416.5389 kg/y; 0.05706 g/cap.day
 Sum of N-fractions = 8106.8289 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = 2.1056 %
 N content per TS (Total N/TS) = 3.7335 %

Total sulphur = 422.8946 g/m³; 17106.8762 kg/y; 2.3434 g/cap.day
 SO₄-S = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 S particulate = 419.2044 g/m³; 16957.6017 kg/y; 2.323 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 3.6902 g/m³; 149.2745 kg/y; 0.020449 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 17106.8762 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = 8.2651 %
 S content per TS (Total S/TS) = 7.8783 %

Total phosphorus = 207.4045 g/m³; 8389.8984 kg/y; 1.1493 g/cap.day
 PO₄-P = 3.9631 g/m³; 160.3164 kg/y; 0.021961 g/cap.day
 P particulate = 203.4413 g/m³; 8229.582 kg/y; 1.1273 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 8389.8984 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = 4.0111 %
 P content per TS (Total P/TS) = 3.8638 %

Total potassium = 75.9586 g/m³; 3072.6683 kg/y; 0.42091 g/cap.day
 Dissolved potassium = 27.9385 g/m³; 1130.1656 kg/y; 0.15482 g/cap.day
 Organically bound potassium = 48.0201 g/m³; 1942.5028 kg/y; 0.2661 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = 0.94678 %
 K content per TS (Total K/TS) = 1.4151 %

Temperature in water = 12.1342 degC

RELATIONS BETWEEN INFLUENT AND EFFLUENT

(Permeate+Concentrate)/Influent
 Effluent TS of influent TS = 100 %
 Effluent H₂O of influent H₂O = 100 %
 Effluent P-tot of influent P-tot = 100 %
 Effluent COD-tot of influent COD-tot = 100 %

EFFLUENT WATER FROM TOTAL MBRad

BOD₇ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD total = 75.0249 g/m³; 71566.5058 kg/y; 9.8036 g/cap.day
 COD biosol = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD insol = 75.0249 g/m³; 71566.5058 kg/y; 9.8036 g/cap.day
 COD biopart = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 COD inpart = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sum of COD-fractions = 71566.5058 kg/y

Volatile solids (VS) = 39.4868 g/m³; 37666.582 kg/y; 5.1598 g/cap.day
 Suspended solids (TSS) = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Dissolved solids (TS-TSS) = 297.4111 g/m³; 283701.3462 kg/y; 38.8632 g/cap.day
 Fixed solids (TS-VS) = 257.9243 g/m³; 246034.7642 kg/y; 33.7034 g/cap.day
 Total solids (TS) = 297.4111 g/m³; 283701.3462 kg/y; 38.8632 g/cap.day
 H₂O = 953619329.9341 kg/y; 130.6328 kg/cap.day
 Total volume = 953903.0313 m³/y; 2613.433 m³/day

VS content = 0.0039487 %
 TSS content = 0 %
 TS content = 0.029741 %

Total nitrogen = 94.0913 g/m³; 89753.9615 kg/y; 12.2951 g/cap.day
 N-NH₃ & N-NH₄ = 83.7416 g/m³; 79881.4066 kg/y; 10.9427 g/cap.day
 N-NO₃ = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-N₂O = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,part = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 N-org,sol = 10.3496 g/m³; 9872.555 kg/y; 1.3524 g/cap.day
 Sum of N-fractions = 89753.9615 kg/y
 N content per TSS (N-org,part/TSS) = NaN %
 N content per TS (Total N/TS) = 31.6368 %

Total sulphur = 3.709 g/m³; 3538.015 kg/y; 0.48466 g/cap.day
 SO₄-S = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 S particulate = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sulfide HS-S = 3.709 g/m³; 3538.015 kg/y; 0.48466 g/cap.day
 Sum of S-fractions = 3538.015 kg/y
 S content per TSS (S particulate/TSS) = NaN %
 S content per TS (Total S/TS) = 1.2471 %

Total phosphorus = 3.9833 g/m³; 3799.7234 kg/y; 0.52051 g/cap.day
 PO₄-P = 3.9833 g/m³; 3799.7234 kg/y; 0.52051 g/cap.day
 P particulate = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 Sum of P-fractions = 3799.7234 kg/y
 P content per TSS (P particulate/TSS) = NaN %
 P content per TS (Total P/TS) = 1.3393 %

Total potassium = 28.081 g/m³; 26786.5052 kg/y; 3.6694 g/cap.day
 Dissolved potassium = 28.081 g/m³; 26786.5052 kg/y; 3.6694 g/cap.day
 Organically bound potassium = 0 g/m³; 0 kg/y; 0 g/cap.day
 K content per TSS (Organically bound K/TSS) = NaN %
 K content per TS (Total K/TS) = 9.4418 %

Temperature in water = 12.1342 degC

RELATIONS BETWEEN INFLUENT AND EFFLUENT

(Effluent from Vsep)/Influent to BR
 Total outflow TS of influent TS = 32.0699 %
 Total outflow H₂O of influent H₂O = 95.9516 %
 Total outflow P-tot of influent P-tot = 31.1718 %
 Total outflow COD-tot of influent COD-tot = 11.2057 %
 Total outflow COD-part of influent COD-part = 0 %
 Total outflow COD-sol of influent COD-sol = 28.4666 %
 Total outflow of influent = 95.8948 %
 Total outflow water of influent water = 95.9516 %

ExergyContent.m

```

%Exergy calculation
% This file calculates the exergy of different streams on
different stages
% in a Technical Structure in URWARE
%Created by Cecilia Hessel 2005-03-10

%*****
% 1A
%*****

for i = 1 : 42 %Same number as enMaterialInInternalla
exMaterialInInternalla(i,9)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternalla(i,9) / ChmoleWeight(9);           %(MJ)
exMaterialInInternalla(i,10)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternalla(i,10) / ChmoleWeight(10);         %(MJ)
exMaterialInInternalla(i,11)= exQualityFactor(13)*
MaterialInInternalla(i,11) / ChmoleWeight(11);         %(MJ)
exMaterialInInternalla(i,24)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternalla(i,24) / ChmoleWeight(24);         %(MJ)
exMaterialInInternalla(i,26)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternalla(i,26) / ChmoleWeight(26);         %(MJ)
exMaterialInInternalla(i,27)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternalla(i,27) / ChmoleWeight(27) ;        %(MJ)
exMaterialInInternalla(i,29)=
exQualityFactor(14)*(34.07994/32.064)* MaterialInInternalla(i,29)
/ ChmoleWeight(29);
exMaterialInInternalla(i,43)=
exQualityFactor(12)*(MaterialInInternalla(i,43)+
MaterialInInternalla(i,6)); %Exergy for TOD, theroetical oxygen
demand (=COD+BOD)(MJ)
exMaterialInInternalla(i,44)=
exQualityFactor(10)*MaterialInInternalla(i,44) / ChmoleWeight(44);
%exMaterialInInternalla(i,46)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternalla(i,46) / ChmoleWeight(46);
exMaterialInInternalla(i,48)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternalla(i,48) / ChmoleWeight(48);
exMaterialInInternalla(i,79)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternalla(i,79) / ChmoleWeight(79);
%exMaterialInInternalla(i,80)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternalla(i,80) / ChmoleWeight(80);
%exMaterialInInternalla(i,81)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternalla(i,81) / ChmoleWeight(81);

exMaterialInInternalla(i,80:84)=[0 0 0 0 0];
end

%BiogasAS
exBiogasspla(9)= exQualityFactor(15)* zdboSpBiogas(1,9) /
ChmoleWeight(9);           %(MJ)
exBiogasspla(10)= exQualityFactor(15)* zdboSpBiogas(1,10) /
ChmoleWeight(10);         %(MJ)
exBiogasspla(11)= exQualityFactor(13)* zdboSpBiogas(1,11) /
ChmoleWeight(11);         %(MJ)
exBiogasspla(24)= exQualityFactor(10)* zdboSpBiogas(1,24) /
ChmoleWeight(24);         %(MJ)
exBiogasspla(26)= exQualityFactor(10)* zdboSpBiogas(1,26) /
ChmoleWeight(26);         %(MJ)

```

```

exBiogasspla(27)= exQualityFactor(10)* zmoSpBiogas(1,27) /
ChmoleWeight(27) ;           %(MJ)
exBiogasspla(29)= exQualityFactor(14)*(34.07994/32.064)*
zmoSpBiogas(1, 29) / ChmoleWeight(29);
exBiogasspla(43)= exQualityFactor(12)*(zmoSpBiogas(1,43)+
zmoSpBiogas(1,6)); %Exergy for TOD, theoretical oxygen demand
(=COD+BOD)(MJ)
exBiogasspla(44)= exQualityFactor(10)*zmoSpBiogas(1, 44) /
ChmoleWeight(44);
%exBiogasspla(46)= exQualityFactor(14)*zmoSpBiogas(1,46) /
ChmoleWeight(46);
exBiogasspla(48)= exQualityFactor(14)*zmoSpBiogas(1, 48) /
ChmoleWeight(48);
exBiogasspla(79)= exQualityFactor(11)* zmoSpBiogas(1,79) /
ChmoleWeight(79);
%exBiogasspla(80)= exQualityFactor(11)* zmoSpBiogas(1,80) /
ChmoleWeight(80);
%exBiogasspla(81)= exQualityFactor(10)*zmoSpBiogas(1,81) /
ChmoleWeight(81);
exBiogasspla(80:84)= [0
0
0
0
0];

%Transfer to excel
channel = ddeinit('excel','[exergyres.xls]Material Exergy 1a')
if channel==0
    error('Channel was not created')
end
% Set range of cells in Excel for poking
range = 'r4c3:r87c44';
% Poke the z data to the Excel spreadsheet
rc=ddepoke(channel,range,exMaterialInInternalla');

range = 'r4c45:r87c45';
% Poke the z data to the Excel spreadsheet
rc=ddepoke(channel,range,exBiogasspla');

if rc==0
    error('Sending data to Excel failed.')
end
% close channel
ddeterm(channel);
%*****
%*****

%*****
% 1B
%*****

for i = 1 : 31 %Same number as enMaterialInInternallb

exMaterialInInternallb(i,9)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternallb(i,9) / ChmoleWeight(9);           %(MJ)
exMaterialInInternallb(i,10)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternallb(i,10) / ChmoleWeight(10);           %(MJ)
exMaterialInInternallb(i,11)= exQualityFactor(13)*
MaterialInInternallb(i,11) / ChmoleWeight(11);           %(MJ)

```

```

exMaterialInInternallb(i,24)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternallb(i,24) / ChmoleWeight(24);           %(MJ)
exMaterialInInternallb(i,26)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternallb(i,26) / ChmoleWeight(26);           %(MJ)
exMaterialInInternallb(i,27)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternallb(i,27) / ChmoleWeight(27) ;           %(MJ)
exMaterialInInternallb(i,29)=
exQualityFactor(14)*(34.07994/32.064)* MaterialInInternallb(i,29)
/ ChmoleWeight(29);
exMaterialInInternallb(i,43)=
exQualityFactor(12)*(MaterialInInternallb(i,43)+
MaterialInInternallb(i,6)); %Exergy for TOD, theroetical oxygen
demand (=COD+BOD)(MJ)
exMaterialInInternallb(i,44)=
exQualityFactor(10)*MaterialInInternallb(i,44) / ChmoleWeight(44);
%exMaterialInInternallb(i,46)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternallb(i,46) / ChmoleWeight(46);
exMaterialInInternallb(i,48)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternallb(i,48) / ChmoleWeight(48);
exMaterialInInternallb(i,79)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternallb(i,79) / ChmoleWeight(79);
%exMaterialInInternallb(i,80)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternallb(i,80) / ChmoleWeight(80);
%exMaterialInInternallb(i,81)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternallb(i,81) / ChmoleWeight(81);

exMaterialInInternallb(i,80:84)=[0 0 0 0 0];
end

exBiogassplb(9)= exQualityFactor(15)* zdboSpBiogas(2,9) /
ChmoleWeight(9);           %(MJ)
exBiogassplb(10)= exQualityFactor(15)* zdboSpBiogas(2,10) /
ChmoleWeight(10);           %(MJ)
exBiogassplb(11)= exQualityFactor(13)* zdboSpBiogas(2,11) /
ChmoleWeight(11);           %(MJ)
exBiogassplb(24)= exQualityFactor(10)* zdboSpBiogas(2,24) /
ChmoleWeight(24);           %(MJ)
exBiogassplb(26)= exQualityFactor(10)* zdboSpBiogas(2,26) /
ChmoleWeight(26);           %(MJ)
exBiogassplb(27)= exQualityFactor(10)* zdboSpBiogas(2,27) /
ChmoleWeight(27) ;           %(MJ)
exBiogassplb(29)= exQualityFactor(14)*(34.07994/32.064)*
zdboSpBiogas(2,29) / ChmoleWeight(29);
exBiogassplb(43)= exQualityFactor(12)*(zdboSpBiogas(2,43)+
zdboSpBiogas(2,6)); %Exergy for TOD, theroetical oxygen demand
(=COD+BOD)(MJ)
exBiogassplb(44)= exQualityFactor(10)*zdboSpBiogas(2,44) /
ChmoleWeight(44);
%exBiogassplb(46)= exQualityFactor(14)*zdboSpBiogas(2,46) /
ChmoleWeight(46);
exBiogassplb(48)= exQualityFactor(14)*zdboSpBiogas(2,48) /
ChmoleWeight(48);
exBiogassplb(79)= exQualityFactor(11)* zdboSpBiogas(2,79) /
ChmoleWeight(79);
%exBiogassplb(80)= exQualityFactor(11)* zdboSpBiogas(2,80) /
ChmoleWeight(80);
%exBiogassplb(81)= exQualityFactor(10)*zdboSpBiogas(2, 81) /
ChmoleWeight(81);
exBiogassplb(80:84)= [0; 0; 0; 0; 0];

%Transfer to excel
channel = ddeinit('excel','[exergyres.xls]Material Exergy lb')

```

```

if channel==0
    error('Channel was not created')
end
% Set range of cells in Excel for poking
range = 'r4c3:r87c33';
% Poke the z data to the Excel spreadsheet
rc=ddepoke(channel,range,exMaterialInInternal1b');

range = 'r4c34:r87c34';
% Poke the z data to the Excel spreadsheet
rc=ddepoke(channel,range,exBiogassplb');

if rc==0
    error('Sending data to Excel failed.')
end
% close channel
ddeterm(channel);
%*****
%
%*****
% 2A
%*****

for i = 1 : 39 %Same number as enMaterialInInternal2a
exMaterialInInternal2a(i,9)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternal2a(i,9) / ChmoleWeight(9);           %(MJ)
exMaterialInInternal2a(i,10)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternal2a(i,10) / ChmoleWeight(10);        %(MJ)
exMaterialInInternal2a(i,11)= exQualityFactor(13)*
MaterialInInternal2a(i,11) / ChmoleWeight(11);        %(MJ)
exMaterialInInternal2a(i,24)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2a(i,24) / ChmoleWeight(24);        %(MJ)
exMaterialInInternal2a(i,26)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2a(i,26) / ChmoleWeight(26);        %(MJ)
exMaterialInInternal2a(i,27)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2a(i,27) / ChmoleWeight(27) ;        %(MJ)
exMaterialInInternal2a(i,29)=
exQualityFactor(14)*(34.07994/32.064)* MaterialInInternal2a(i,29)
/ ChmoleWeight(29);
exMaterialInInternal2a(i,43)=
exQualityFactor(12)*(MaterialInInternal2a(i,43)+
MaterialInInternal2a(i,6)); %Exergy for TOD, theroetical oxygen
demand (=COD+BOD)(MJ)
exMaterialInInternal2a(i,44)=
exQualityFactor(10)*MaterialInInternal2a(i,44) / ChmoleWeight(44);
%exMaterialInInternal2a(i,46)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternal2a(i,46) / ChmoleWeight(46);
exMaterialInInternal2a(i,48)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternal2a(i,48) / ChmoleWeight(48);
exMaterialInInternal2a(i,79)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternal2a(i,79) / ChmoleWeight(79);
%exMaterialInInternal2a(i,80)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternal2a(i,80) / ChmoleWeight(80);
%exMaterialInInternal2a(i,81)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2a(i,81) / ChmoleWeight(81);
exMaterialInInternal2a(i,80:84)=[0 0 0 0 0];
end

channel = ddeinit('excel','[exergyres.xls]Material Exergy 2a')
if channel==0
    error('Channel was not created')
end
end

```

```

% Set range of cells in Excel for poking
range = 'r4c3:r87c74';
% Poke the z data to the Excel spreadsheet
rc=ddepoke(channel,range,exMaterialInInternal2a');
if rc==0
    error('Sending data to Excel failed.')
end
% close channel
ddeterm(channel);

%*****
%
%*****

%*****
% 2B
%*****

for i = 1 : 54 %Same number as enMaterialInInternal2b
exMaterialInInternal2b(i,9)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternal2b(i,9) / ChmoleWeight(9);           %(MJ)
exMaterialInInternal2b(i,10)= exQualityFactor(15)*
MaterialInInternal2b(i,10) / ChmoleWeight(10);         %(MJ)
exMaterialInInternal2b(i,11)= exQualityFactor(13)*
MaterialInInternal2b(i,11) / ChmoleWeight(11);         %(MJ)
exMaterialInInternal2b(i,24)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2b(i,24) / ChmoleWeight(24);         %(MJ)
exMaterialInInternal2b(i,26)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2b(i,26) / ChmoleWeight(26);         %(MJ)
exMaterialInInternal2b(i,27)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2b(i,27) / ChmoleWeight(27);         %(MJ)
exMaterialInInternal2b(i,29)=
exQualityFactor(14)*(34.07994/32.064)* MaterialInInternal2b(i,29)
/ ChmoleWeight(29);
exMaterialInInternal2b(i,43)=
exQualityFactor(12)*(MaterialInInternal2b(i,43)+
MaterialInInternal2b(i,6)); %Exergy for TOD, thermoetical oxygen
demand (=COD+BOD)(MJ)
exMaterialInInternal2b(i,44)=
exQualityFactor(10)*MaterialInInternal2b(i,44) / ChmoleWeight(44);
%exMaterialInInternal2b(i,46)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternal2b(i,46) / ChmoleWeight(46);
exMaterialInInternal2b(i,48)=
exQualityFactor(14)*MaterialInInternal2b(i,48) / ChmoleWeight(48);
exMaterialInInternal2b(i,79)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternal2b(i,79) / ChmoleWeight(79);
%exMaterialInInternal2b(i,80)= exQualityFactor(11)*
MaterialInInternal2b(i,80) / ChmoleWeight(80);
%exMaterialInInternal2b(i,81)= exQualityFactor(10)*
MaterialInInternal2b(i,81) / ChmoleWeight(81);

exMaterialInInternal2b(i,80:84)=[0 0 0 0 0];
end

exBiogassp2b(9)= exQualityFactor(15)* zmoSpBiogas(4,9) /
ChmoleWeight(9);           %(MJ)
exBiogassp2b(10)= exQualityFactor(15)* zmoSpBiogas(4,10) /
ChmoleWeight(10);          %(MJ)
exBiogassp2b(11)= exQualityFactor(13)* zmoSpBiogas(4,11) /
ChmoleWeight(11);          %(MJ)
exBiogassp2b(24)= exQualityFactor(10)* zmoSpBiogas(4,24) /
ChmoleWeight(24);          %(MJ)

```

```

exBiogassp2b(26)= exQualityFactor(10)* zmoSpBiogas(4,26) /
ChmoleWeight(26);           %(MJ)
exBiogassp2b(27)= exQualityFactor(10)* zmoSpBiogas(4,27) /
ChmoleWeight(27) ;           %(MJ)
exBiogassp2b(29)= exQualityFactor(14)*(34.07994/32.064)*
zmoSpBiogas(4,29) / ChmoleWeight(29);
exBiogassp2b(43)= exQualityFactor(12)*(zmoSpBiogas(4,43)+
zmoSpBiogas(4,6)); %Exergy for TOD, theoretical oxygen demand
(=COD+BOD)(MJ)
exBiogassp2b(44)= exQualityFactor(10)*zmoSpBiogas(4,44) /
ChmoleWeight(44);
%exBiogassp2b(46)= exQualityFactor(14)*zmoSpBiogas(4,46) /
ChmoleWeight(46);
exBiogassp2b(48)= exQualityFactor(14)*zmoSpBiogas(4,48) /
ChmoleWeight(48);
exBiogassp2b(79)= exQualityFactor(11)* zmoSpBiogas(4,79) /
ChmoleWeight(79);
%exBiogassp2b(80)= exQualityFactor(11)* zmoSpBiogas(4,80) /
ChmoleWeight(80);
%exBiogassp2b(81)= exQualityFactor(10)*zmoSpBiogas(4, 81) /
ChmoleWeight(81);
exBiogassp2b(80:84)= [0; 0; 0; 0; 0];

%Transfer to excel
channel = ddeinit('excel','[exergyres.xls]Material Exergy 2b')
if channel==0
    error('Channel was not created')
end
% Set range of cells in Excel for poking
range = 'r4c3:r87c75';
% Poke the z data to the Excel spreadsheet
rc=ddepoke(channel,range,exMaterialInInternal2b');

range = 'r4c58:r87c58';
% Poke the z data to the Excel spreadsheet
rc=ddepoke(channel,range,exBiogassp2b');

if rc==0
    error('Sending data to Excel failed.')
end
% close channel
ddeterm(channel);

```

Exergylnit.m

```

% This file runs the exergy submodel
% It should be run prior to any simulation containing the
exergy submodel
% Created by Andras Baky, JTI, 2001-08-09
% Changed by Cecilia Hessel, JTI, 2005-03-15

% ExergyPAR[1] = Cp (Heat capacity) of water (MJ/kg/K)
% ExergyPAR[2] = exQualityFactor[1] = Potential energy
% ExergyPAR[3] = exQualityFactor[2] = Kinetic energy
% ExergyPAR[4] = exQualityFactor[3] = Electrical energy
% ExergyPAR[5] = exQualityFactor[4] = Nuclear energy
% ExergyPAR[6] = exQualityFactor[5] = Sun light
% ExergyPAR[7] = exQualityFactor[6] = Chemical energy, e.g. oil,
coal, gas or peat
% ExergyPAR[8] = exQualityFactor[7] = Hot steam (MJ/mole)
% ExergyPAR[9] = exQualityFactor[8] = District heating
% ExergyPAR[10] = exQualityFactor[9] = Waste heat
% ExergyPAR[11] = exQualityFactor[10] = Nitrogen (MJ/mole)
% ExergyPAR[12] = exQualityFactor[11] = Phosphorus (MJ/mole)
% ExergyPAR[13] = exQualityFactor[12] = TOD (TOD = Theoretical
Oxygen demand) (MJ/kg)
% ExergyPAR[14] = exQualityFactor[13] = Methane (MJ/mole)
% ExergyPAR[15] = exQualityFactor[14] = S in H2S (MJ/mole)
% ExergyPAR[16] = exQualityFactor[15] = CO2 (MJ/mole)
% ExergyPAR[17] = TempPAR[1] = Ambient temperature (Kelvin)
% ExergyPAR[18] = ChmoleWeightextra[1] = molar weight HPO4-
(kg/mole)
% ExergyPAR[19] = ChmoleWeightextra[2] = molar weight H2S
(kg/mole)

cp=0.00418; %MJ/(kg*K)

%-----
% Quality index for different forms of energy
%-----

exQualityFactor=[
    1.00                % 1 Potential energy
    1.00                % 2 Kinetic energy
    1.00                % 3 Electrical energy
    1.00                % 4 Nuclear energy
    0.93                % 5 Sunlight
    0.95                % 6 Chemical energy,
e.g. oil, coal, gas or peat
    0.60                % 7 Hot steam
    0.30                % 8 District heating
    0.05                % 9 Waste heat
    0.3221              % 10 Nitrogen
(MJ/mole)
    0.1341              % 11 Phosphorus
(MJ/mole)
    13.6                % 12 0.0136*TOD (TOD=Theoretical Oxygen
demand)BOD+COD (MJ/kg)
    0.83165             % 13 Methane (MJ/mole)
    0.812*(32.064/34.07994) % 14 S in H2S (MJ/mole)
    0.0198              % 15 CO2 (MJ/mole)
];

```

```

%-----
% Mole weights for different materials
%-----

% Mole weights for different materials
ChmoleWeight=[
0 % kg/mole
carbon content (C-totb) % u[1] = total biological
0 % u[2] = carbon content of
slowly degradable carbohydrates (C-chsd)
0 % u[3] = carbon content of
rapidly degradable carbohydrates (C-chfd)
0 % u[4] = carbon content of
fats (C-fat)
0 % u[5] = carbon content of
proteins (C-pro)
0 % u[6] = biological oxygen
demand (BOD7)
0 % u[7] = volatile substances
(VS)
0 % u[8] = dry matter (DM),
i.e. total solids (TS)
(12.0111+2*15.9994)/1000 % u[9] = carbon dioxide from
fossil origin (CO2-f) (kg/mole)
(12.0111+2*15.9994)/1000 % u[10] = carbon dioxide from
biological origin (CO2-b) (kg/mole)
(12.0111+4*1.00797)/1000 % u[11] = methane (CH4)
(kg/mole)
0 % u[12] = volatile organic
compounds (VOC)
0 % u[13] = halogenated
volatiles (CHX)
0 % u[14] = halogenated organic
compounds (AOX)
0 % u[15] = polyaromatic
hydrocarbons (PAH)
(12.0111+15.9994)/1000 % u[16] = carbon monoxide (CO)
(kg/mole)
0 % u[17] = phenols
0 % u[18] = polychlorinated
biphenyls (PCB)
0 % u[19] = dioxins
0 % u[20] = total oxygen content
(O-tot)
0 % u[21] = total hydrogen
content (H-tot)
(2*1.00797+15.9994)/1000 % u[22] = water (H2O)
(kg/mole)
0 % u[23] = total nitrogen
content (N-tot)
(14.0067+4*1.00797)/1000 % u[24] = nitrogen content of
ammonia and ammonium (NH3-N) (kg/mole)
0 % u[25] = nitrogen content of
NOx (NOx-N)
(14.0067+3*15.9994)/1000 % u[26] = nitrogen content of
nitrite and nitrate (NO3-N) (kg/mole)
(2*14.0067+15.9994)/1000 % u[27] = nitrogen content of
N2O (N2O-N) (kg/mole)
0 % u[28] = total sulphur
content (S-tot)
(32.064+4*15.9994)/1000 % u[29] = sulphur content of
SOx (SOx-S) also sulphate in water

```


0	%	u[30] = total phosphorus
content (P-tot)		
0	%	u[31] = total chlorine
content (Cl-tot)		
0	%	u[32] = total potassium
content (K-tot)		
0	%	u[33] = total calcium
content (Ca-tot)		
0	%	u[34] = total lead content
(Pb-tot)		
0	%	u[35] = total cadmium
content (Cd-tot)		
0	%	u[36] = total mercury
content (Hg-tot)		
0	%	u[37] = total copper content
(Cu-tot)		
0	%	u[38] = total chrome content
(Cr-tot)		
0	%	u[39] = total nickel content
(Ni-tot)		
0	%	u[40] = total zinc content
(Zn-tot)		
0	%	u[41] = carbon content of
medium rate degradable carbohydrates (C-chmd)		
0	%	u[42] = suspended solids
(water phase) or particles (gas phase)		
0	%	u[43] = total chemical
oxygen demand (COD-tot)		
14.0067/1000	%	u[44] = nitrogen content of
soluble material (N-sol)		
0	%	u[45] = total fossil carbon
content (C-totf)		
32.064/1000	%	u[46] = particulate sulphur
0	%	u[47] = void volume
(1.00797+32.064)/1000	%	u[48] = Sulfide
0	%	u[49] = EMPTY
0	%	u[50] = magnetic metals (Fe)
0	%	u[51] = light metal (e.g.
Al)		
0	%	u[52] = yellow metal and
stainless steel		
0	%	u[53] = colourless glass
0	%	u[54] = coloured glass
0	%	u[55] = other inerts not
including ash		
0	%	u[56] = ash
0	%	u[57] = paper containers,
cardboard, etc.		
0	%	u[58] = paper newsprint
0	%	u[59] = paper journals
0	%	u[60] = paper fine (e.g.
office paper)		
0	%	u[61] = mixed paper
0	%	u[62] = PE plastics
0	%	u[63] = PP plastics
0	%	u[64] = PVC plastics
0	%	u[65] = PS plastics
0	%	u[66] = PET plastics
0	%	u[67] = mixed plastics
0	%	u[68] = rubber incl. tyres
0	%	u[69] = textile
0	%	u[70] = wood

```

0                               % u[71] = electronic waste,
not incinerated
0                               % u[72] = hazardous waste.
burnable but not incinerated
0                               % u[73] = hazardous waste, not
burnable and not incinerated
0                               % u[74] = MFA, not incinerated
0                               % u[75] = chemical oxygen
demand of dissolved biodegradable material (CODsol,bio)
0                               % u[76] = chemical oxygen
demand of dissolved inert material (CODsol,inert)
0                               % u[77] = chemical oxygen
demand of particulate biodegradable material (CODpart,bio)
0                               % u[78] = chemical oxygen
demand of particulate inert material (CODpart,inert)
(30.9738+4*15.9994)/1000        % u[79] = phosphorus content
of phosphates (PO4-P) (kg/mole)
30.9738/1000                  % u[80] = phosphorus content
of particulate material (P-part)
14.0067/1000                  % u[81] = nitrogen content of
particulate material (N-part)
0                               % u[82] = temperature
0                               % u[83] = chemically based
exergy
0                               % u[84] = heat-based exergy
];

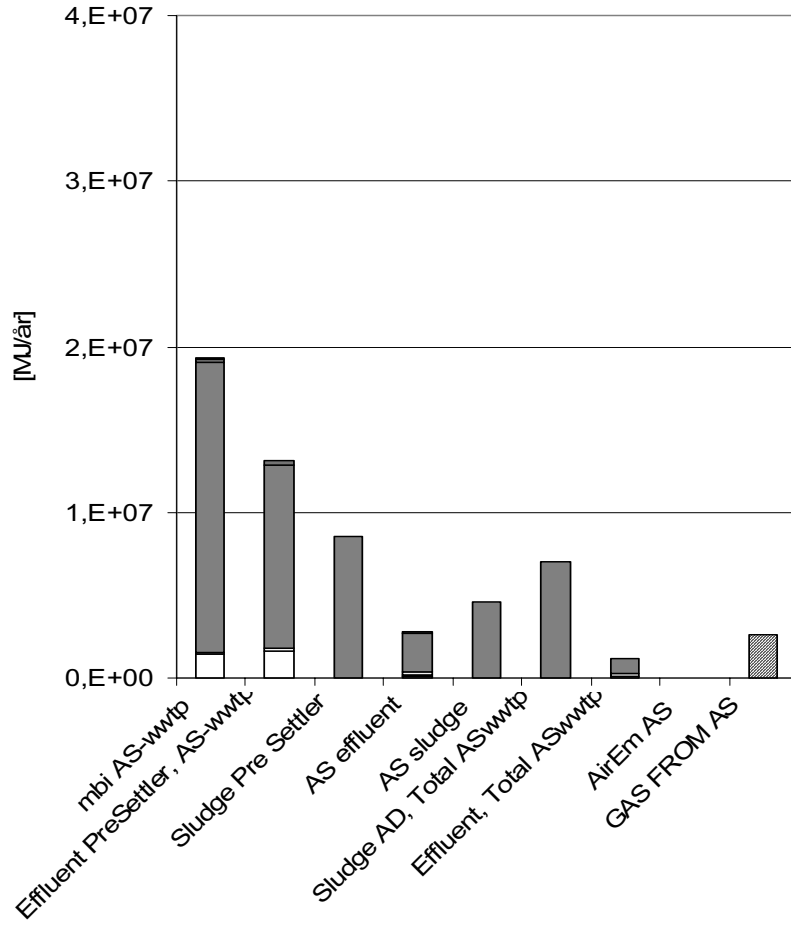
% Extra molar weight of components not in the URWARE vector
ChmoleWeightextra=[           % (kg/mole)
    (1.00797+30.9738+4*15.9994)/1000    % 1 Phosphorus as HPO4
    (kg/mole)
    (2*1.00797+32.064)/1000            % 2 H2S (kg/mole)
];
disp('-The molar weights have been loaded (ExergyInit.m)')

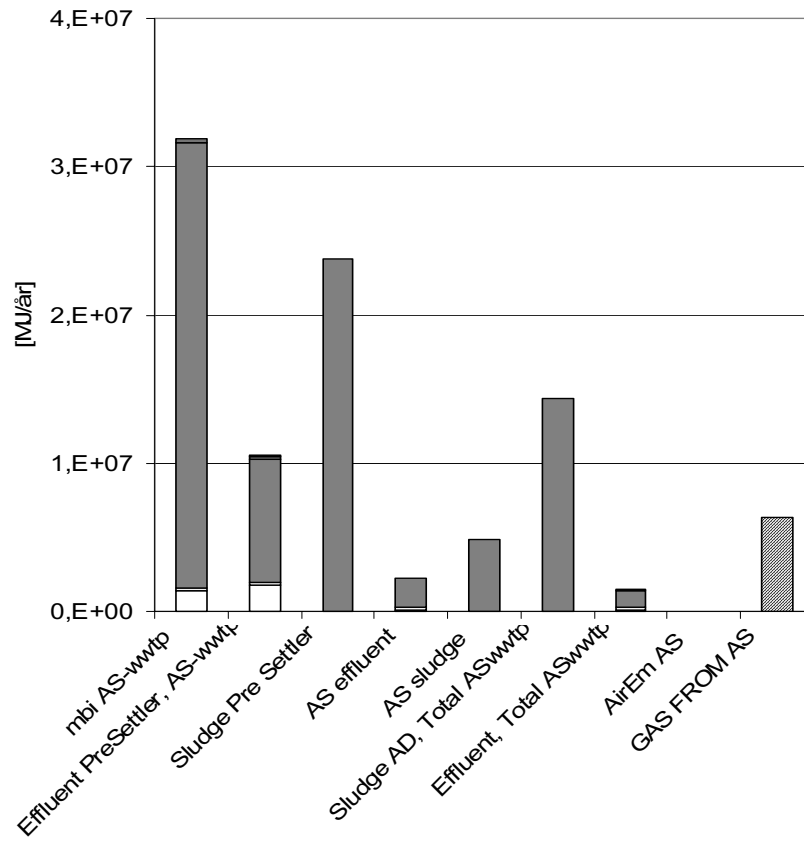
%-----
% Substrate temperatures for different treatments
%-----
TempPAR=[
    4+273.15                % Ambient temperature (Kelvin)
    75+273.15               % Temperature of mixture in
evaporator (Kelvin)
    35+273.15               % Temperature in the digester (Kelvin)
];

ExergyPAR = [ cp; exQualityFactor; TempPAR(1,1);
ChmoleWeightextra];

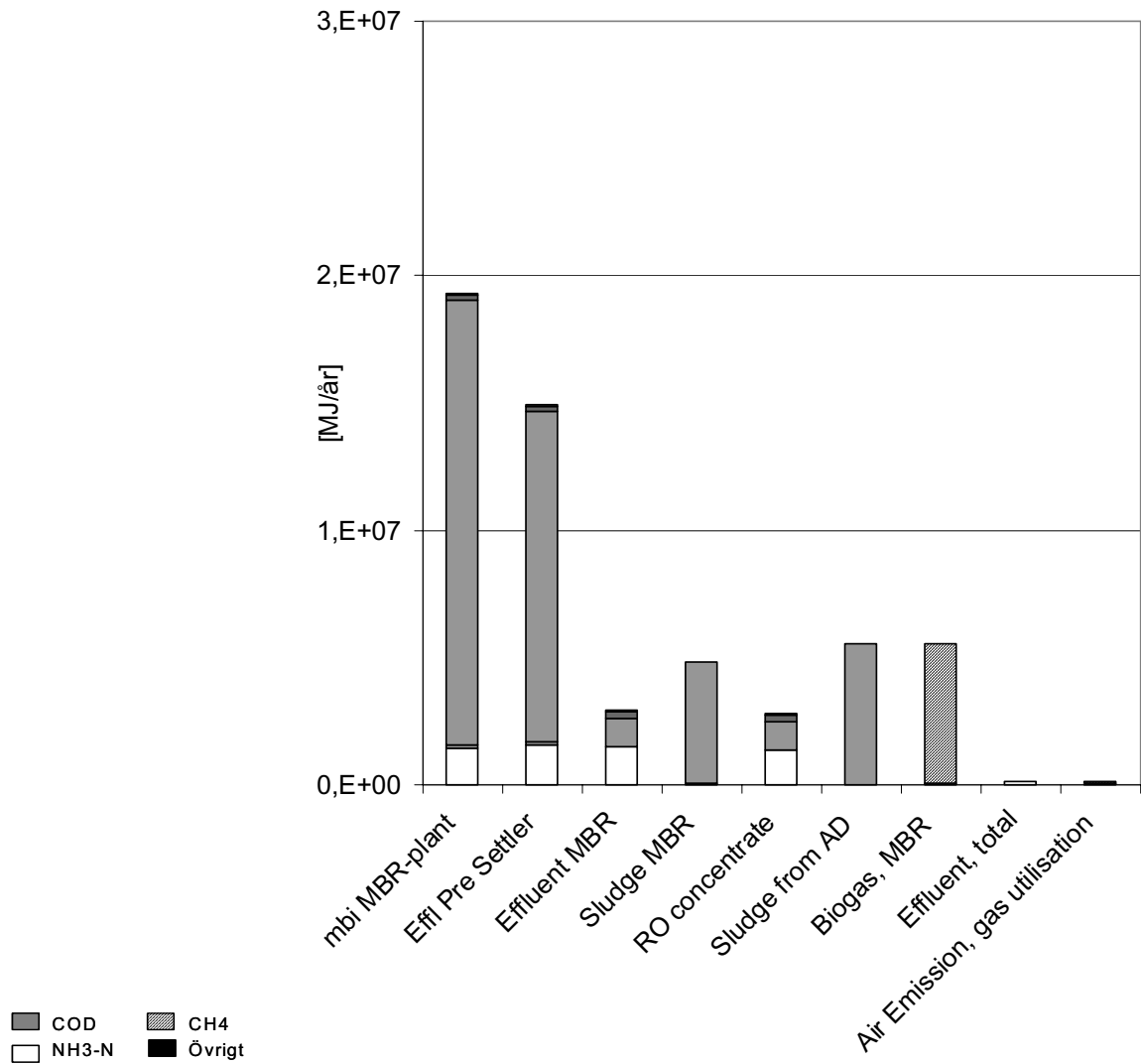
disp('-The exergy parameters have been loaded (spInit.m)')

```

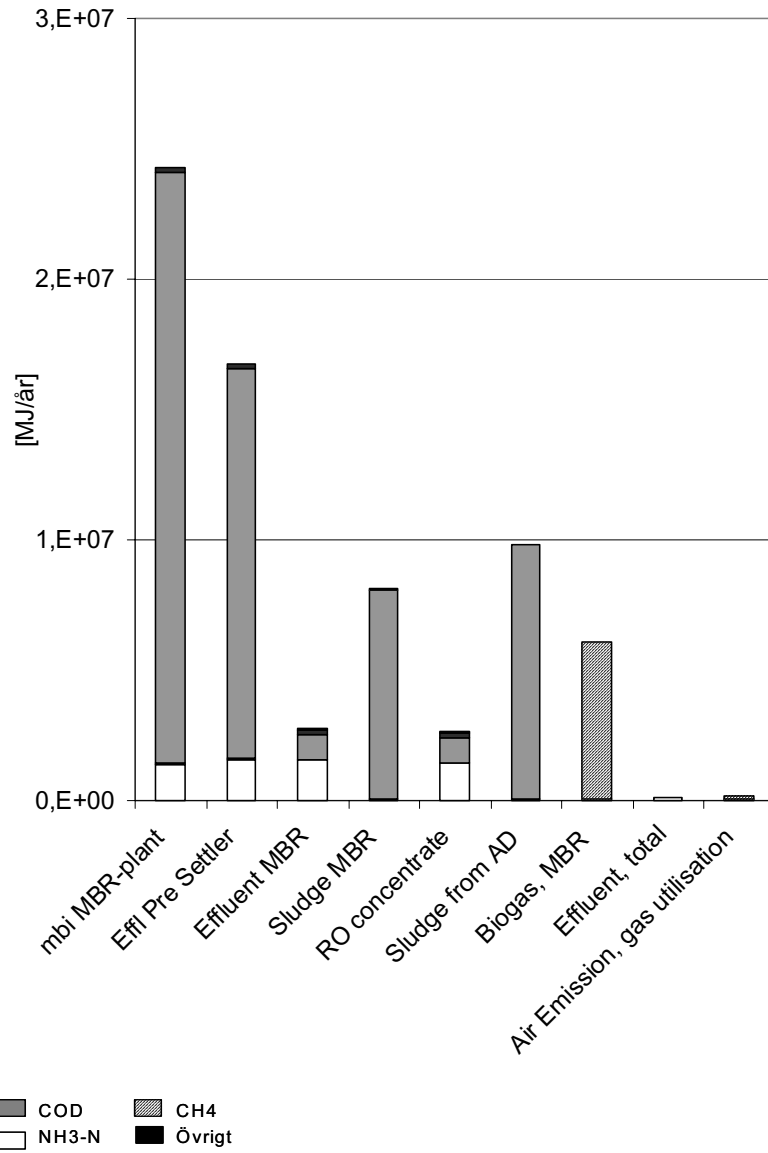
Exergi,
material i AS-system 1a

Exergi,
material i AS-system, 1b

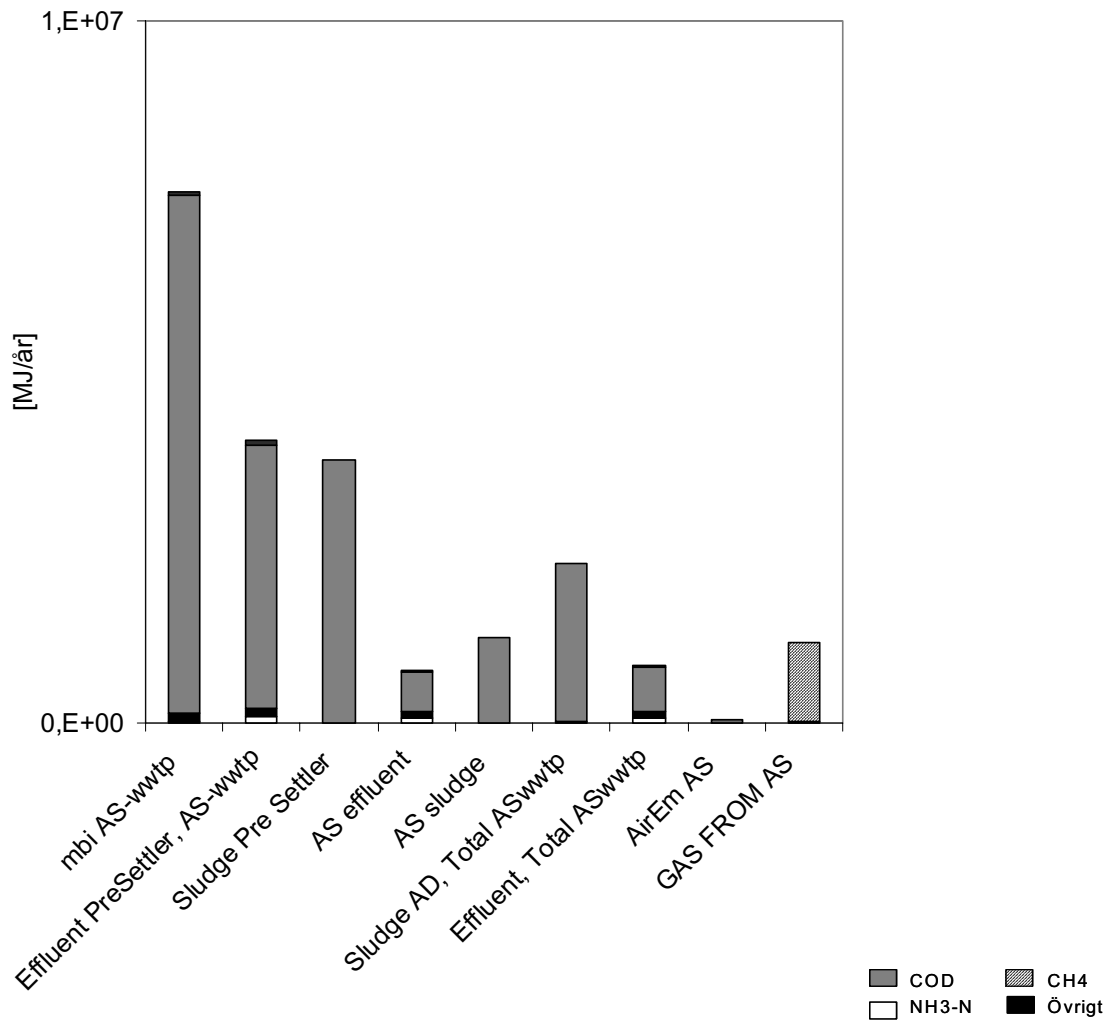
Exergi,
material i MBR-system, 2a



Exergi,
material i MBR-system, 2b

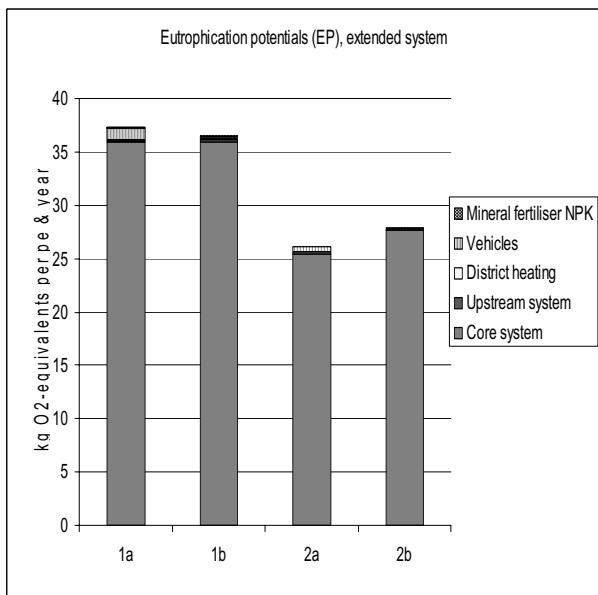
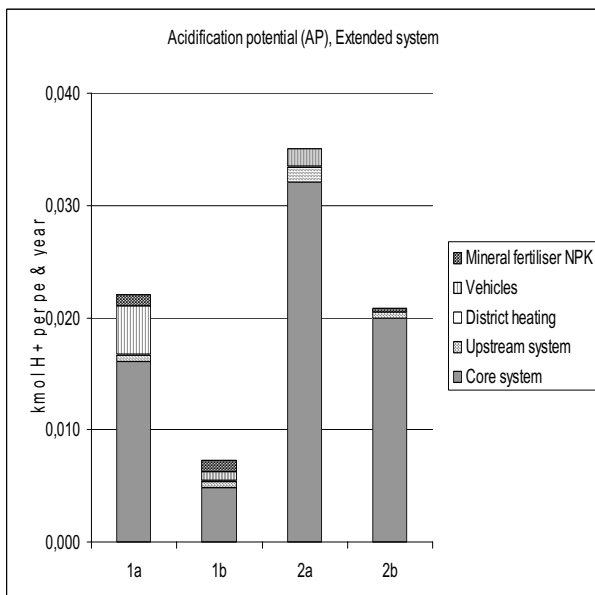
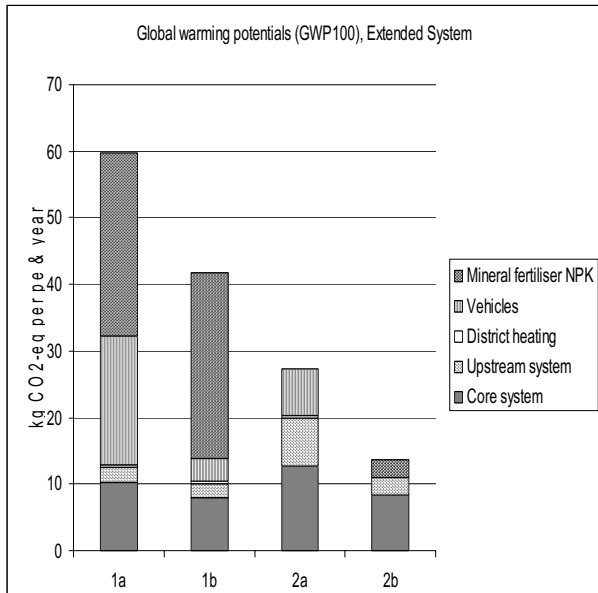
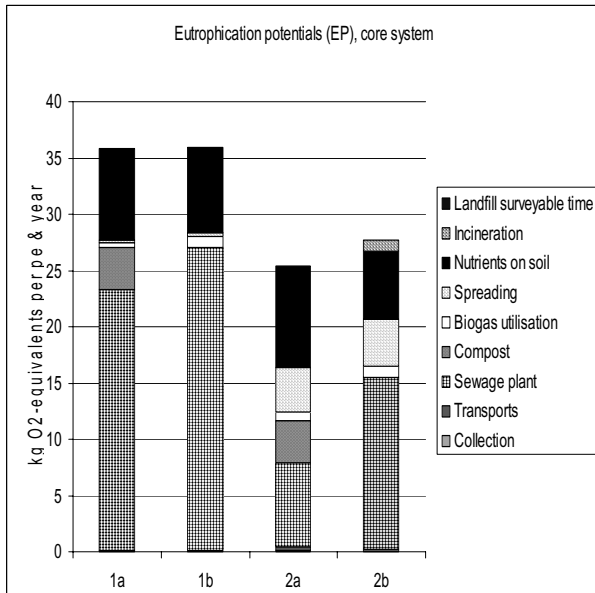
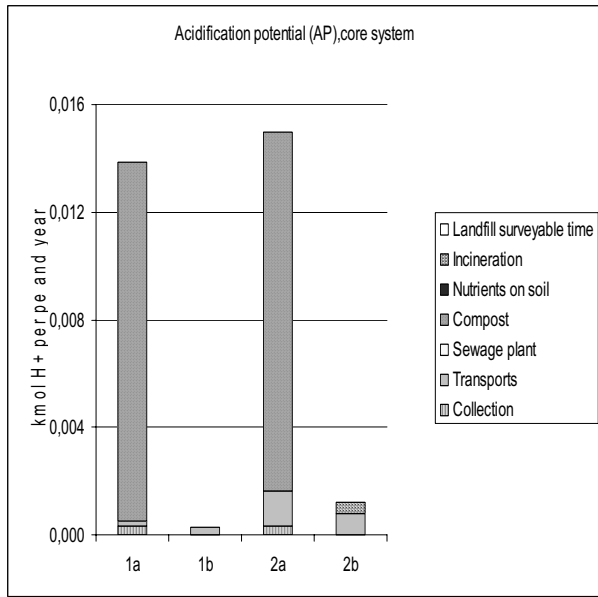
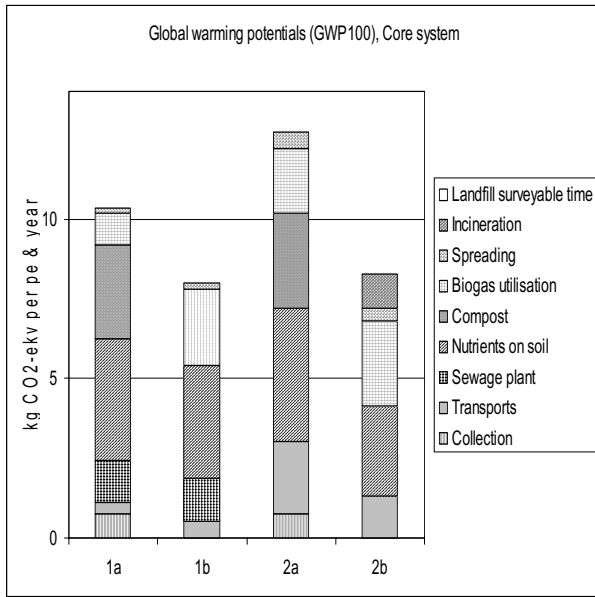


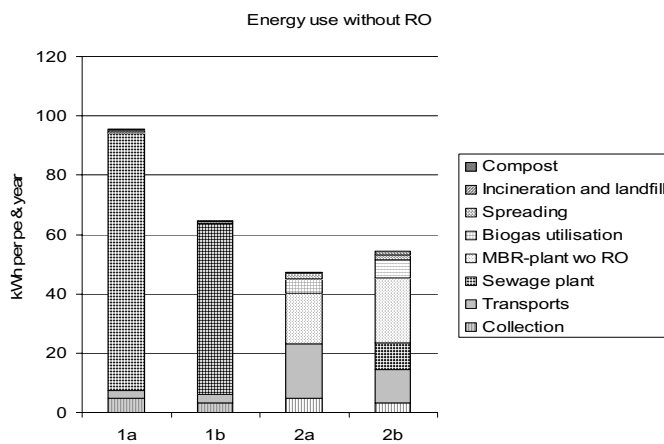
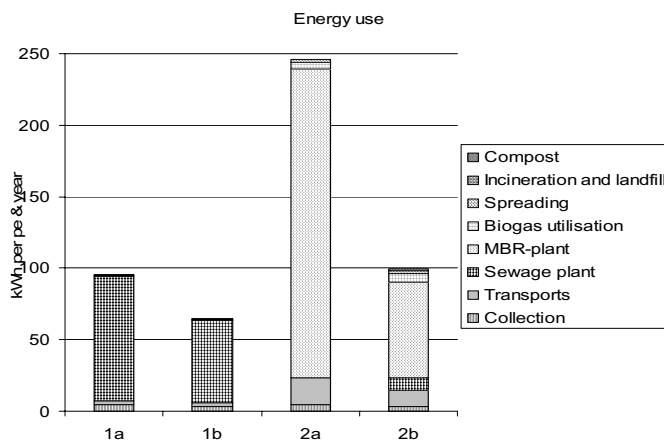
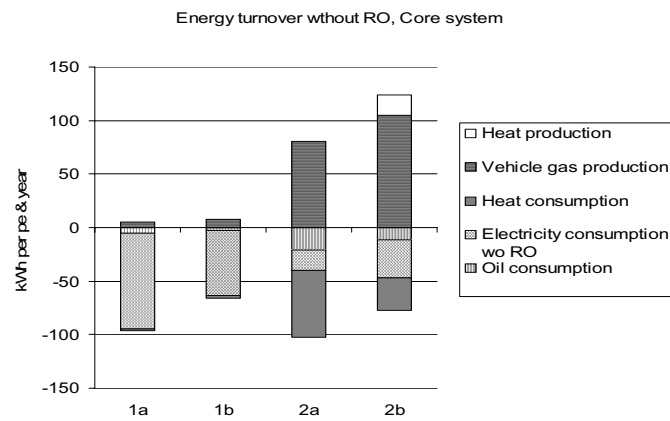
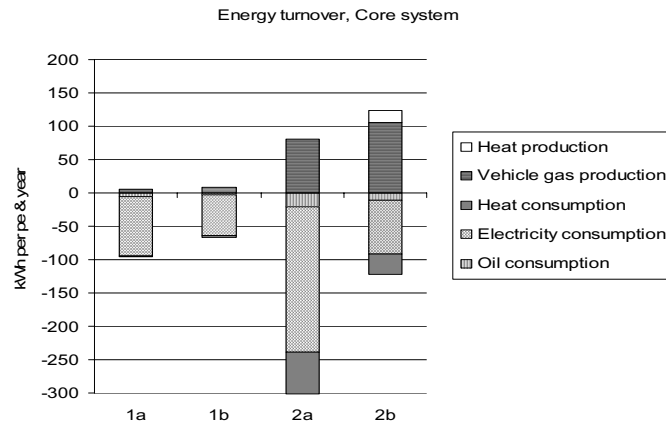
Exergi,
material i AS-system. 2b



Andra utsläppskrav

Bilaga 11





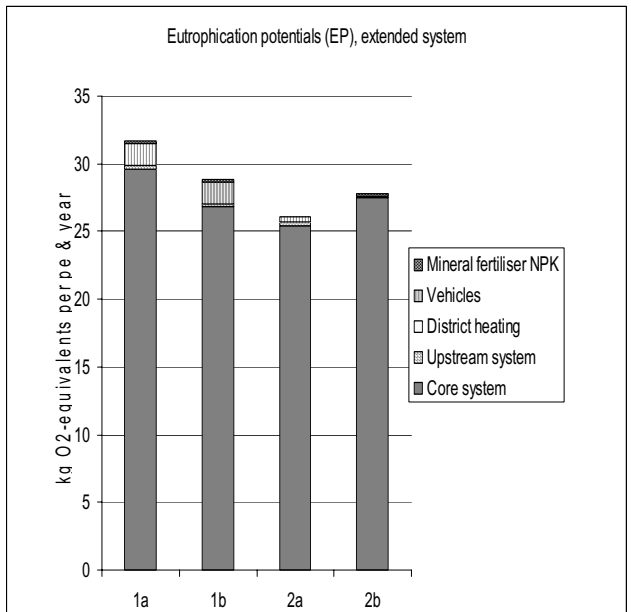
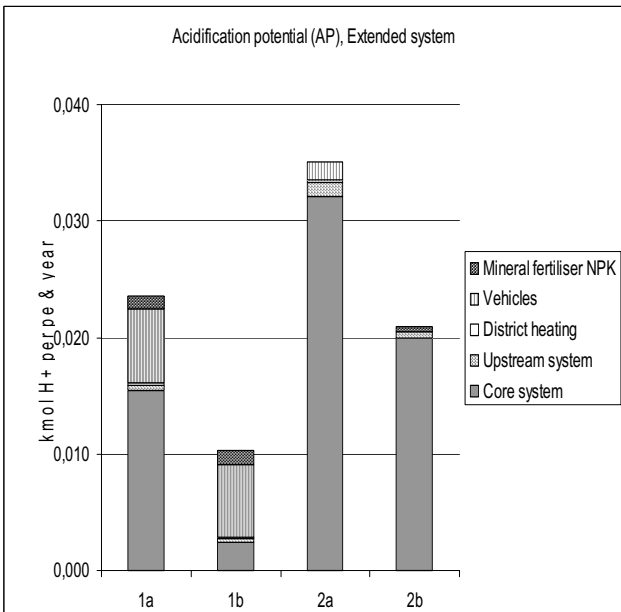
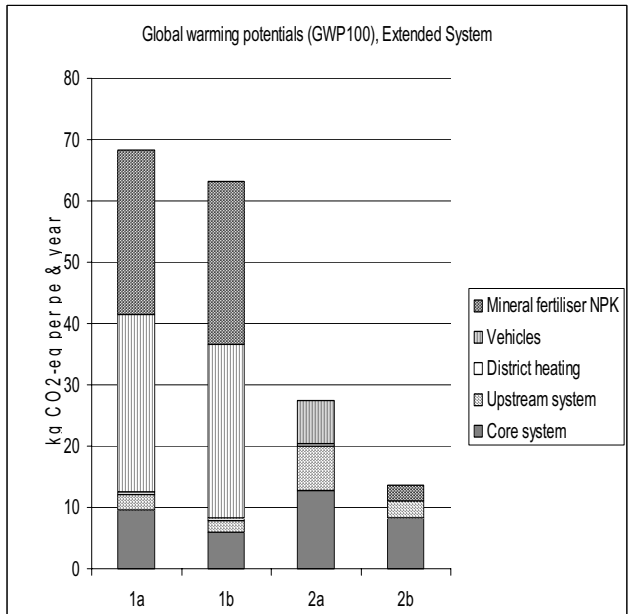
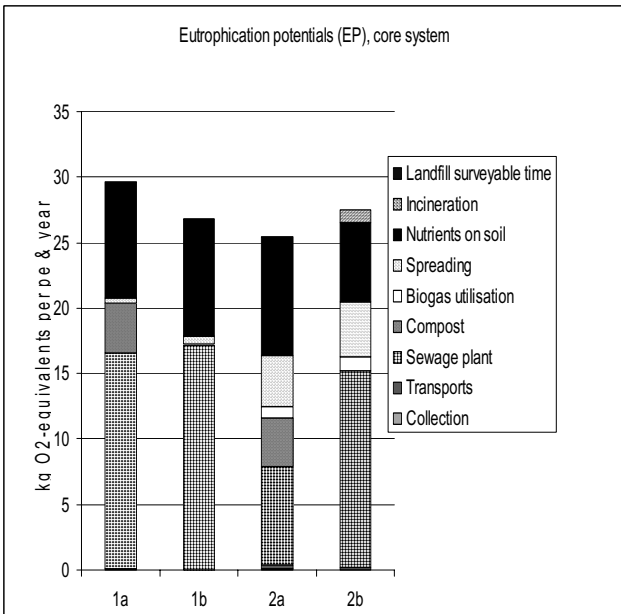
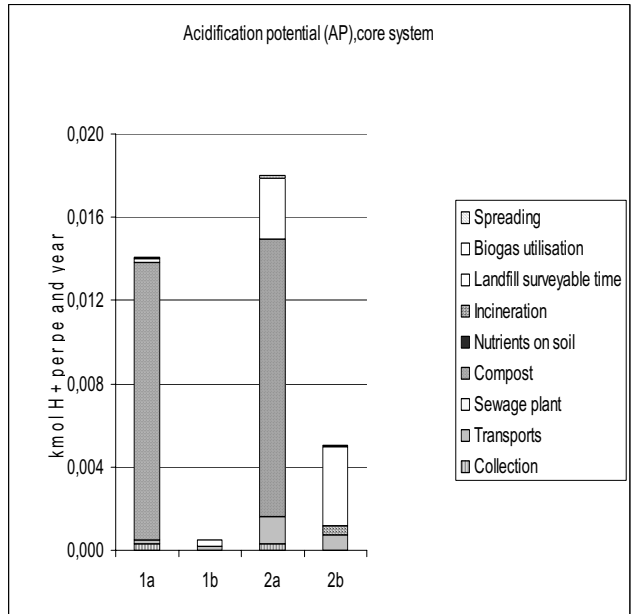
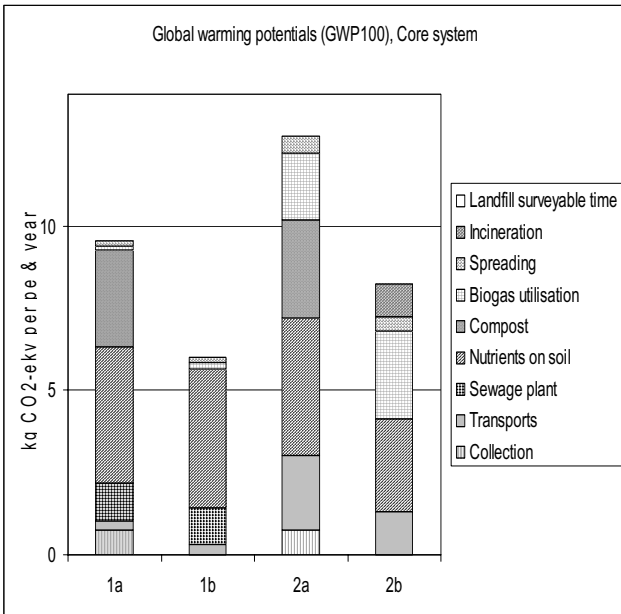
Systemstrukturenas energikonsumtion och -produktion vid högre näringsämnesavskiljning. De två översta diagrammen visar energiproduktion som positiva staplar och energikonsumtion som negativa. De två nedre diagrammen visar hur energiförbrukningen fördelar sig mellan olika delar i systemet.

Tabell 10. Parameterinställningar för försedimentering, sandfilter och aktivslam-process för något hårdare utsläppskrav än ursprunglig körning.

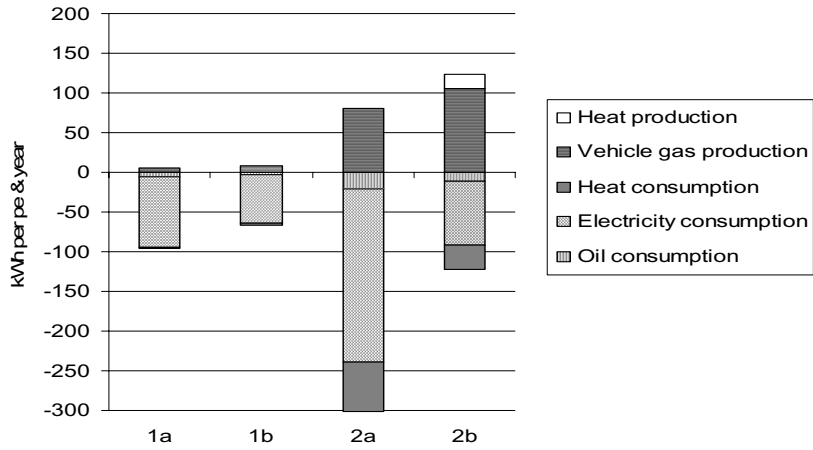
Process	Parameter	1a	1b	2a	2b (MBR)	2b (AS)	Enhet
Försedimentering	TS-halt i slam	3,5	4	3	3	4	%
	TSS reduktion	60	90	40	40	90	%
	Tillsats av fällningskemikalie (FeCl ₃)	0,2	0,2	0	0	0,2	kg/l lösning
	Maximal PO ₄ -halt efter försedimentering	2,5	10	1000	1000	1	mg/l
Sandfilter	TSS	2	2			2	mg/l
	PO ₄	0,2	0,2			0,2	
Aktivslam	Total HRT	0,9	0,9			0,2	Dagar
	Slamålder	20	16			12	Dagar
	Recirkulering från sedimentering	45	100			100	%
	Andel uttaget överskottsslam	1,2	1,8			1,8	%
	Aerob volym (Andel av total volym)	53	58			99,9	%
Aktivslam, Aerob	Löst syre	2,5	2,5			0,5	mg/l
	Andel av flödet som recirkuleras	4,5	3			1,5	
	Andel O ₂ löst i vatten av total mängd tillsatt O ₂	67	67			67	%
Aktivslam, Anaerob	Extern kolkälla	2	3			0	m ³ /dag
	COD-koncentration i extern kolkälla	300	300			0	kg/m ³

Låga utsläppsgränser

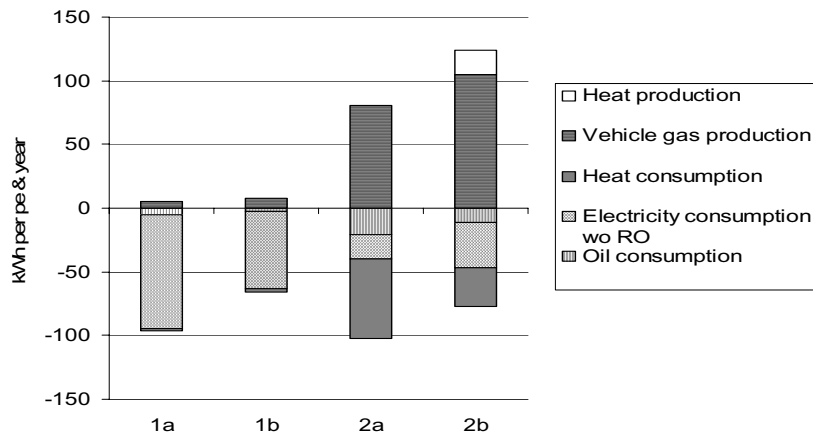
Bilaga 12



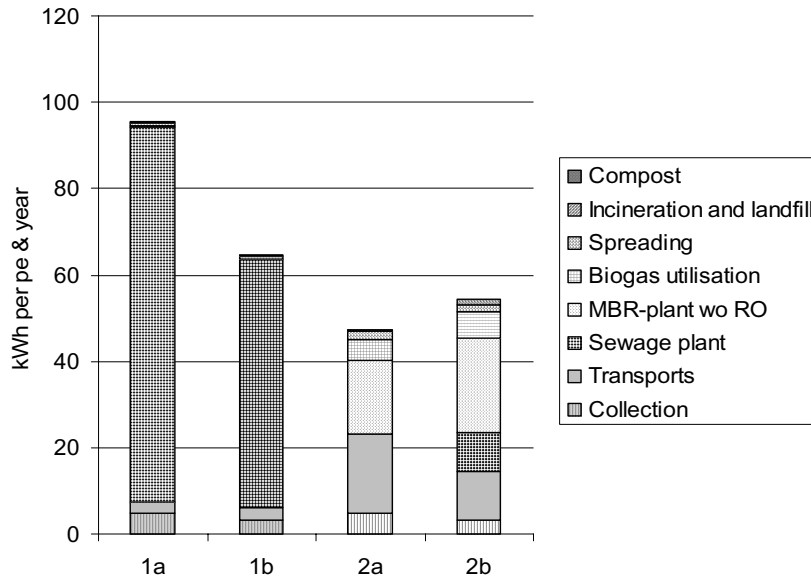
Energy turnover, Core system



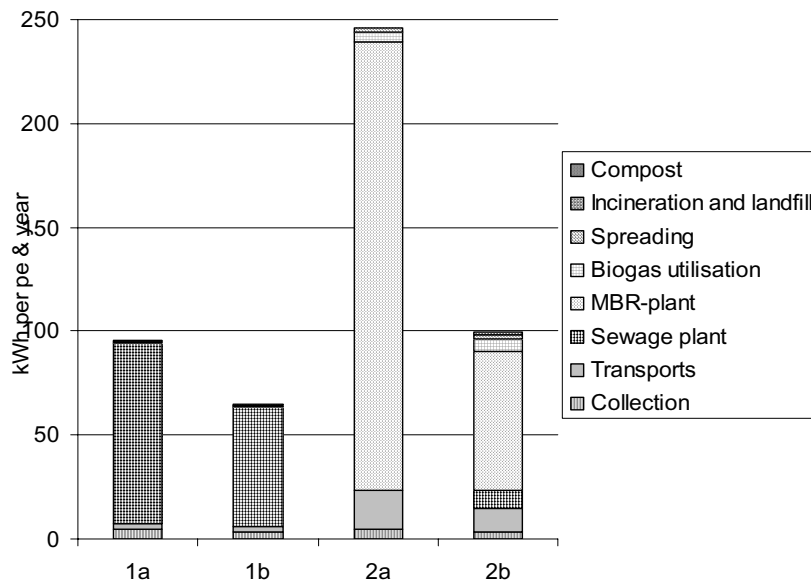
Energy turnover without RO, Core system



Energy use without RO



Energy use



Tabell 11. Parameterinställningar för försedimentering, sandfilter och aktivslam-process för hårdare utsläppskrav än ursprunglig körning.

Process	Parameter	1a	1b	2a	2b	2b	Enhet
					(MBR)	(AS)	
Försedimentering	TS-halt i slam	3,5	4	3	3	4	%
	TSS reduktion	0,001	0,001	40	40	90	%
	Tillsats av fällningskemikalie (FeCl ₃)	0,2	0,2	0	0	0,2	kg/l lösning
	Maximal PO ₄ -halt efter försedimentering	2,5	2,5	1000	1000	1	mg/l
	TSS	2	2			2	mg/l
Sandfilter	PO ₄	0,15	0,15			0,15	
	Total HRT	3	3			0,4	Dagar
	Slamålder	20	20			12	Dagar
Aktivslam	Recirkulering från sedimentering	100	100			100	%
	Andel uttaget överskottsslam	1,8	1,8			1,8	%
	Aerob volym (Andel av total volym)	65	50			60	%
	Löst syre	2	3			2	mg/l
Aktivslam, Aerob	Andel av flödet som recirkuleras	4,5	4,5			1,5	
	Andel O ₂ löst i vatten av total mängd tillsatt O ₂	67	67			67	%
	Extern kolkälla	3	3			0	m ³ /dag
Aktivslam, Anaerob	COD-koncentration i extern kolkälla	300	300			0	kg/m ³

AF	Anaerobic Filters, anaeroba filter
AP	Acidification Potential, försurningspotential
ASP	Activated Sludge Plant, aktivslamanläggning
BMP	Best Management Practice, bästa tillämpbara metod
BOD	Biological Oxygen Demand, biologiskt syrebehov. Mått på lättnedbrytbart organiskt material. normalt bestäms biologisk aktivitet under 7 dagar, BOD ₇ (svensk standard) eller 5 dagar, BOD ₅
COD	Chemical Oxygen Demand, kemisk syreförbrukning. Mått på organiskt material.
Da	Dalton 1 Da = 1 g/mol
DM	Dry Matter, torrs substans.
EGSB	Expanded Granular Sludge Bed
EP	Eutrophication Potential, eutrofieringspotential
GWP	Global Warming Potential, växthuspotential
HHV	High Heating Values, värmevärde
HRT	Hydraulic Retention Time, hydraulisk retentionstid
IWA	International Water Association
MBR	Membranbioreaktor
MF	Micro Filtration, mikrofiltration
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solids
MVLSS	Mixed Liquor Volatile Suspended Solids
MWCO	Molecular Weight Cut Off
NF	Nano Filtration, nanofiltration
NOM	Natural Organic Matter
ORWARE	ORganic WAste REsearch
OUR	Oxygen Uptake Rate, syreupptagningsförmåga
pe	personequivivalent
RO	Reversed Osmosis, omvänd osmos
SRT	Solid Retention Time, retentionstid för partikulärt material
SS	Suspended Solids
SUVA	Specific Ultra Violet Absorbance
TMP	Transmembrane pressure
TOC	Total Organic Carbon
TOD	Total Oxygen Demand, COD+BOD
TS	Total Solids
TSS	Total Suspended Solids
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
UF	Ultra Filtration, ultrafiltration
URWARE	URban WAter REsearch
VS	Volatily Soids, flyktiga substanser
VSEP	Vibratory Shear Enhanced Processing

JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik...

... är ett industriforskningsinstitut som forskar, utvecklar och informerar inom områdena jordbruks- och miljöteknik samt arbetsmaskiner. Vårt arbete ger dig bättre beslutsunderlag, stärkt konkurrenskraft och klokare hushållning med naturresurserna.

Vi publicerar regelbundet notiser på vår webbplats om aktuell forskning och utveckling vid JTI. Du får notiserna hemskickade gratis om du anmäler dig på www.jti.slu.se

På webbplatsen finns även publikationer som kan läsas och laddas hem gratis, t.ex.:

JTI-informerar, som kortfattat beskriver ny teknik, nya rön och nya metoder inom jordbruk och miljö (4-5 teman/år).

JTI-rapporter, som är vetenskapliga sammanställningar över olika projekt.

Samtliga publikationer kan beställas i tryckt form. JTI-rapporterna och JTI-informerar kan beställas som lösnummer. Du kan också prenumerera på JTI-informerar.

*För trycksaksbeställningar, prenumerationsärenden m.m.,
kontakta vår publikationstjänst (SLU Service Publikationer):*

tfn 018 - 67 11 00, fax 018 - 67 35 00

e-post: bestallning@jti.slu.se



JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik

JTI - Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering

Box 7033, 750 07 UPPSALA

Telefon: 018 - 30 33 00

Besöksadress: Ultunaallén 4

Telefax: 018 - 30 09 56

Webbplats: www.jti.slu.se