www.macrosystem.se

MAt i Cirkulära RObusta system

MACRO är ett Vinnovafinansierat aktörsöverskridande projekt med målsättningen att skapa förutsättningar för införande av sorterande avloppssystem i storstad och omvandlingsområden.

Koncentrering av näringsämnen i utflödet från en UASB-reaktor genom indunstning.
Foto: Alexander Betsholtz.

2018-09-06

Systemstudie över VA-system med indunstning och biokolsadsorption

Alexander Betsholtz, VA-teknik vid LTH

Hamse Kjerstadius, NSVA

Parter i delarbetspaketet:

NSVA

STOCKHOLM VATTEN OCH AVFALL

Stockholms stad

sweden water research

ecoloop

LUNDS UNIVERSITET

Om projektet

Projektet MACRO syftar till att stimulera innovation hos både kommuner och teknikleverantörer samt innovation kring produkter och tjänster kopplat till sorterande system för samhällets organiska restprodukter.

Projektet MACRO kommer bidra till att fylla kunskapsluckor avseende både teknik och organisation. Genom MACRO skapas fler möjligheter för svenska aktörer att utveckla spetskunskap inom området vilket ökar möjligheterna för Sverige att positivt bidra till utvecklingen av framtidens hållbara städer.

Systemstudie över VA-system med indunstning och biokolsladdning

Fokus på utveckling av källsorterande system i Norra Djurgårdsstaden

Förord

Denna rapport är en del av det VINNOVA-finaniserade projektet MACRO (**MA**t i **C**irkulära och **RO**busta system) och ingår i AP2: *Systemutveckling för tätbebyggelse i storstad.* Studien utfördes i perioden januari - augusti 2018. Rapporten har författats av Alexander Betsholtz, Lunds Tekniska Högskola (LTH) och Hamse Kjerstadius, NSVA. Laboratorieförsöken utfördes av Alexander Betsholtz på institutionen för Kemiteknik, LTH.

Ett stort tack till alla som på något sätt bidragit med information till studien eller tagit sig tiden att diskutera dess utförande. Ett speciellt tack Jörgen Ejlertsson (Scandinavian Biogas), Jonas Biarsjö (Lyckeby Stärkelse), Michael Runesson (Process-och Industriteknik i Kristianstad AB), Mattias Gustavsson (EcoTopic) som alla bidragit med värdefull information om biokol och indunstningsprocesser.

Ett stort tack även till rapportens referensgrupp, som inkluderar:
Maria Lennartsson, Stockholm Stad
Elisabeth Kvarnström, RISE
Lars Lindblom, Stockholm Vatten och Avfall
Jonas Dahllöf, Stockholm Vatten och Avfall
Erik Karlsson, Stockholm Vatten och Avfall
Marinette Hagman, Sweden Water Research
David Gustavsson, Sweden Water Research
Åsa Davidsson, Lunds Tekniska Högskola

Sammanfattning

I takt med att Stockholm planerar nya bostäder i Loudden i Norra Djurgårdsstaden är man intresserad av att undersöka nya lösningar för hantering av matavfall och hushållsavlopp som möjliggör bättre återanvändning av resurserna i avfallet. Genom att introducera så kallade *källsorterande avloppssystem*, där klosettvatten separareras från från BDT (bad-, disk-, och tvättvatten) och matavfallet mals ned i matavfallskvarnar, kan man öka möjligheten för näringsåtervinning och biogasproduktion genom att i tillägg designa lämpliga behandlingsmetoder.

Syftet med denna rapport var att undersöka potentialen för näringsåtervinning och biogasproduktion hos två olika system för hantering av källsorterande avlopp, och jämföra dessa med konventionell behandling av vanliga (icke-sorterande) avloppssystem. De källsorterade systemen är baserade på befintlig teknik i Nederländerna, där nedmalet matavfall (från matavfallskvarnar) och klosettvatten från hushåll transporteras i vakuumledningar och samrötas i en rötkammare av typen UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) för biogasproduktion. Därefter skiljer sig de två systemen åt som följande:

I ***System Adsorption*** separeras näringsämnen i utflödet från UASB'n (UASB-effluenten) genom adsorption till biokol. Detta medför att UASB-effluenten renas samtidigt som biokolet "laddas" med näringsämnen och kan användas som jordförbättring.

I det andra källsorterande systemet, ***System Indunstning***, väljer man istället att koncentrera upp näringsämnena i UASB-effluenten med indunstning, och kan på så sätt få ut ett näringsrikt *koncentrat* och ett näringsfattigt *kondensat*. Koncentratet kan sedan användas som flytande näringsgödsel.

De källsorterande systemen jämfördes med ett referenssystem (**Referenssystemet**) med en för Stockholm konventionell hantering av matavfall och hushållsspillvatten, där matavfall sorteras ut i matavfallspåsar och transporteras till rötning och biogödsel-produktion, och där hushållsspillvattnet går till konventionell avloppsvattenrening i Henriksdalsverket.

För att kunna utvärdera *System Adsorption* och *System Indunstning* genomfördes litteraturstudier och laboratorieexperiment som framförallt gick ut på att (i) undersöka adsorption av näringsämnen till biokol och (ii) undersöka möjligheter och kostnader för indunstning av UASB-effluenten från ett system med källsorterande hushåll. Resultatet användes som indata till en systemstudie

där flöden av näringsämnen inom systemen kartlades och biogaspotentialen fastställdes.

Resultatet visade att adsorption av lösta näringsämnen till biokol generellt sett är låg vilket gör det svårt att få separationen i *System Adsorption* att fungera utan att använda kemiskt behandlat biokol, och detta system uteslöts därför från systemstudien. *System Indunstning* verkade mer lovande och laboratorieresultaten visar att man med lämplig syradosering (till pH omkring 5,0) kan förhindra förluster av kväve i samtidigt koncentrera upp näringsämnerna upp till 25 gånger, något som genererar en produkt som kan innehållsmässigt är jämförbart med flytande näringsgödsel på marknaden. Indunstningen är däremot en mycket energikrävande process med höga kapitalkostnader. Dessutom upplever man inom industrin ofta problem med utfällningar och/eller partiklar som kan orsakar problem i indunstaren. Indunstning av en UASB-effluent behöver därför undersökas på pilotskala innan ett större system implementeras.

Från systemstudien kan man konstatera att S*ystem Indunstning* är betydligt mer energikrävande *(*111 kWh/pe/år el och 86 kWh/pe/år fjärrvärme) och kemikaliekrävande (58,4 SEK/pe/år) jämfört med motsvarande siffror (40 kWh/pe/år el, 49 kWh/pe/år fjärrvärme, respektive omkring 13 SEK/pe/år kemikalier) för *Referenssystemet.* Däremot möjliggör *System Indunstning* en återvinning av omkring 82 % av kvävet och 63 % av fosforn via det näringsrika koncentrat som bildas vid indunstningsprocessen. Motsvarande siffror för *Referenssystemet* visar en näringsåtervinning på endast 4 % av kvävet och 5 % av fosforn (genom biogödselproduktion). Detta beror på att majoriteten av fosforn (83 %) och delar av kvävet (24 %) hamnar i avloppsslammet som idag används för efterbehandling av markområden och sandmagasin i Bolids gruva i Aitik och därmed inte återvinns. *System indunstning* möjliggör vidare en högre biogasproduktion (128 kWh/pe/år) jämfört med *Referenssystemet* (84 kWh/pe/år).

Slutsatsen från systemstudien är att ett källsorterande system med indunstning kan möjliggöra en återvinning av majoriteten av kvävet och fosforn i hushållsavloppet och matavfallet, men att denna återvinning behöver vägas mot de extra kostnader som ett system med indunstning innebär, samt jämföras med andra tekniker som möjliggör motsvarande näringsåtervinning. Dessutom måste man undersöka halterna av föroreningar i de näringsåtervunna fraktionerna för att kunna förstå vilka eventuella risker som finns med att använda sådana produkter. Slutligen är ett sorterande system med adsorption är intressant att ha i vidare åtanke om man kan finna lämpliga material med hög adsorptionskapacitet för inorganiskt kväve och fosfor.

Innehållsförteckning

Förord ii

Sammanfattning iii

1. Introduktion 1
1.1 Syfte och målsättning 3
1.2 Frågeställningar system 3
1.3 Generell metod 4
1.4 Begränsningar 4

2. Områdesbeskrivning 5

3. Systemstrukturer 7
3.1 System Adsorption 7
3.2 System Indunstning 8
3.3 Jämförelse av källsorterande system 9
3.4 Referenssystemet 9

4. Adsorptionsförsök med biokol från Stockholm Vatten och Avfall 11
4.1 Biokolsproduktion och egenskaper 11
4.2 Biokolstillverkning i Högdalen 12
4.3 Resultat från litteraturstudie 14
4.3.1 Ammoniumkväve (NH_4^+-N) 14
4.3.2 Fosfat-fosfor (PO_4^{3-}-P) och nitrat-kväve (NO_3^--N) 16
4.3.3 Adsorptionsbehov för näringsseparation. 18
4.4 Adsorptionsförsök i labb 18

5. Indunstning 23
5.1 Indunstningstekniker 23
5.2 Leverantörer 23
5.2.1 Epcon 23
5.2.2 France evaporation 24
5.3 Möjligheter och begränsningar 25
5.4 Hygienisering 26
5.5 Värmebehov 26
5.6 Ekonomi 27
5.7 Erfarenheter från industrin 27
5.7.1 Scandinavian Biogas, Södertörn 27
5.7.2 Lyckeby Stärkelse, Kristianstad 29
5.8 Indunstningsförsök i labb 31
5.8.1 Resultat 32
5.9 Kostnader 36
5.10 Jämförelse syrajustering – nitrifikation 38
5.11 Indunstning och biokolsadsorption 39

6. Systemstudie 41
6.1 Antaganden 42
6.1.1 Indata 42
6.1.2 Matavfall 42
6.1.3 Klosettvatten och BDT-vatten 43
6.1.4 Biogaspotential 43
6.2 Massflöden 47
6.3 Biogaspotential 48

6.4 Näringsflöden *49*

7. Energiåtgång, biogasproduktion och kemikalieförbrukning **51**

7.1 Jämförelse Henriksdal - Referenssystemet *52*

7.2 Slutkommentar systemstudien *53*

8. Slutsatser **54**

9. Framtida studier **56**

10. Referenser **58**

Appendix A1 – Egenskaper hos UASB-effluent från Sneek **62**

Appendix A2 – Detaljerad beskrivning av adsorptionsförsök **63**

Appendix A3 – Detaljerad beskrivning av indunstningsförsök **66**

1. Introduktion

Av den mineralgödsel som tillverkas årligen hamnar omkring 20 % av fosforn (Cordell et al., 2009) och 50% (Batstone et al., 2015) av kvävet så småningom i vårt avloppsvatten. Trots det återförs bara en bråkdel av näringsämnena i avloppsvattnet till jordbruket, vilket beror på att dagens system för hantering av avloppsvatten är designade för att avlägsna näringsämnen, snarare än återvinning av dessa (Tchobanoglous et al., 2003a).

Ett sätt att öka potentialen för näringsåtervinning är att introducera så kallade källsorterande avloppssystem. Dessa system kan se ut på olika sätt, men innebär framförallt en separation av klosettvatten från BDT (bad-, disk-, och tvättvatten). Eftersom strömmarnas innehåll och karaktär skiljer sig åt när det gäller innehåll av näring, värme och föroreningar, ger en separationen av strömmarna en möjlighet att använda effektivare behandlingsmetoder som i sin tur kan ge ökad näringsåtervinning, biogasproduktion och energiåtervinning jämfört med konventionell behandling av hushållsavfall (Kjerstadius et al., 2015; Moges et al., 2018; Wallin, 2017).

Norra Djurgårdsstaden har sedan 2010 haft uppdraget att utveckla och testa sorterande avloppssystem i stadsdelen. Sedan dess har ett antal utredningar gjorts som bland annat visat att sorterande avloppssystem i Norra Djurgårsstaden, även om de medför en större kostnad att implementera, å andra sidan möjliggör (i) ökad återföring av kväve till jordbruket och (ii) minskad kadmium-fosfor (Cd/P) –kvot (Wittgren et al., 2011).

Källsorterande system med framförallt urinsortering har byggts och testats i Sverige under ca 50 år. I stadsmiljö testades det bland annat i Understenshöjden i Stockholm och i Norrköping. Klosettvattenystem är mer ovanliga, men ett tidigt system finns i ett fritidshusområde för drygt 300 fastigheter i Sörmland, om än utanför kommunalt verksamhetsområde. I Europa har system byggts och testats bland annat i Nederländerna (STOWA, 2014). Även i Sverige har man nu börjat bygga källsorterande avloppssystem i Helsingborg inom H^+ - projektet (Kjerstadius et al., 2012a).

De källsorterande systemen har visat sig ha stor potential för näringsåtervinning och andra miljövinster men kräver samtidigt att man introducerar ytterligare en ledning från hushållen (för insamling av klosettvatten och matavfallsvatten) jämfört med dagens lösning. I slutändan måste systemets fördelar (i form av ökad näringsåtervinning, energiproduktion (biogas), och möjlighet till effektiv

värmeåtervinning från BDT-vatten) vägas mot systemens kostnader och jämföras med motsvarande kostnader och miljönyttor hos de källsorterande/konventionella system som finns idag, och de som förväntas finnas i framtiden.

I denna rapport har fokus varit att utvärdera två tänkbara systemlösningar för ett område med källsorterande avloppssystem i Norra Djurgårdsstaden. Dessa system är båda baserade på existerande behandlingsteknik i Nederländerna, där nedmalet matavfall (från matavfallskvarnar) och klosettvatten från hushåll transporteras i vakuumledningar och samrötas i en rötkammare av typen UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) för biogasproduktion. Utflödet från rötkammaren (som genomgående i rapporten kallas UASB-effluent) innehåller majoriteten av näringsämnena kväve och fosfor. Fokus i denna rapport har varit att utvärdera tekniker för återvinning av just dessa två näringsämnen. Två olika spår för behandling av UASB-effluenten har utvärderats och utgör varsitt systemalternativ. Dessa system inkluderar:

(1) **System med Adsorption av näringsämnen med biokol (*System Adsorption*)**
(2) **System med koncentrering av näringsämnen genom Indunstning (*System Indunstning*)**

Dessa alternativ har i sin tur jämförts med ett referenssystem (***Referenssystemet***) som bygger på en tidigare publicerad modell för konventionell hantering av matavfall och avloppsvatten (Kjerstadius et al., 2015), med anpassade antaganden för Stockholm.

Bakgrunden till *System Adsorption* är att Stockholm Vatten och Avfall i dagsläget producerar biokol från trädgårdsavfall i en pyrolysanläggning i Högdalen. Detta biokol "laddas" med kommersiellt mineralgödsel och används vid anläggning av skelettjordar för urban trädplantering i Stockholm. Användandet av mineralgödsel skulle således kunna ersättas genom att använda biokolet som adsorbent för näringsämnen i avlopp från källsorterande system. På så vis skulle biokolet kunna användas som reningsprocess/separationsprocess och samtidigt laddas med återvunnen näring innan det används som skelettjord.

Indunstning är å andra sidan en metod som kan användas för att koncentrera näringsämnen i UASB-effluenten, vilket övervägts i *System Indunstning*. Vid indunstningprocessen koncentreras näringsämnen upp genom att avdunsta vätska samtidigt som näringsämnena hålls kvar i den flytande fraktionen. På så sätt kan näringsämnena i UASB-effluenten koncentreras upp till nivåer som är

jämförbara med flytande näringsgödsel. Indunstningsprocessen är mycket energikrävande, men används trots allt på flera håll för att koncentrera upp tekniskt liknande näringsströmmar, till exempel biogödsel (från rötning av matavfall).

1.1 Syfte och målsättning

Syftet med rapporten var att undersöka hur källsorterande VA-system kan kombineras med näringsåtervinning enligt *System Adsorption* och *System Indunstning* samt att jämföra dessa med *Referenssystemet* vilket motsvarar konventionell behandling av matavfall och avloppsvatten baserat på (Kjerstadius et al., 2015).

Mer specifikt var syftet att kvantifiera skillnader mellan systemen med avseende på i) potential för näringsåtervinning ii) energiåtgång samt iii) driftskostnader. Målet med studien är att dessa skillnader skall kunna användas som beslutsunderlag för att överväga implementering av källsorterande VA-system i området Loudden i Norra Djurgårdsstaden.

1.2 Frågeställningar system

Nedan följer de frågeställningar som undersökts för respektive system:

Biokolsadsorption

- Hur bra är biokolet på att adsorbera ammonium och fosfat? Det vill säga, hur mycket näringsämne kan adsorberas per massenhet biokol?
- Hur skiljer sig adsorptionsförmågan mellan biokol tillverkat från olika material och med olika metoder?
- Kan kolets adsorptionsförmåga förbättras genom behandling med värme och eller oxidation med syre eller vattenånga?
- Hur mycket vätska kan biokolet adsorbera?

Indunstning

- Vilket pH behöver UASB-effluenten för att undvika förlust av ammoniumkväve vid indunstning?
- Hur mycket svavelsyra behöver tillsättas för att nå detta pH?
- Hur mycket energi (värme och el) kräver indunstningsprocessen?
- Vilka erfarenheter finns när det gäller indunstning av liknande strömmar?

Systemstudie

- Hur ser näringsflödena ut för *System Adsorption* och *System Indunstning* samt för *referenssystemet*?
- Hur stor är biogaspotentialen för respektive system?
- Vilken energiåtgång (värme och el) har systemen?
- Vad är driftskostnaderna för kemikalier, el och värme för respektive system?

1.3 Generell metod

Biokolsadsorption

Biokolets förmåga att adsorbera näringsämnen testades genom adsorptionsförsök i labb. Försöksupplägget baserades på referenser från vetenskaplig litteratur (t ex Wang et al., 2015). Vidare testades olika typer av modifikationer för att försöka höja adsorptionskapaciteten (Sizmur et al., 2017). Kolets adsorptionsförmåga testades både på artificiell näringslösning och på ”äkta” UASB-effluent från en biogasreaktor vid en anläggning med källsorterande system i Noorderhoek (Sneek, Nederländerna).

Indunstning

Indunstningsförsök i labb utfördes uteslutande på ”äkta” UASB-effluent från Sneek för att fastställa vilket pH (och syrajustering) som krävs för att behålla näringsämnena i vätskelösningen under indunstning. Vidare utvärderades erfarenheter från industrin genom kommunikation med leverantörer och industri.

Systemstudie

De källsorterande systemen med biokolsadsorption (*System Adsorption*) och indunstning (*System Indunstning*) utvärderades med systemstudier (massbalanser) baserat på ovanstående studier kring biokolsadsorption och indunstning. Den översiktliga modellen för UASB-systemet samt modellen för *Referenssystemet* är baserad på Kjerstadius et al. (2015) med vissa anpassningar av antaganden för Loudden. Systemet i Kjerstadius et al. (2015) inkluderar endast hushållsspillvatten och skiljer sig därmed från ett verkligt system eftersom det inte inkluderar tillskott från industri eller dagvatten. De absoluta siffror som presenteras för systemen är alltså baserade på ett hypotetiskt scenario och skall således framför allt användas som en jämförelse mellan systemen.

1.4 Begränsningar

Systemalternativen avser endast ”nya lösningar” för hantering av matavfall och klosettvatten. BDT-vatten antas i detta steg gå till konventionell rening i samtliga systemalternativ.

Vid jämförelse av systemen vägs endast näringsåterföring samt energi (kostnader) för värme, el och kemikalier in. Anläggningskostnader, transportkostnader, personalkostnader eller övriga kostnader vägs inte in mellan systemen i rapporten, men diskuteras till viss del för indunstningsprocessen. Klimatpåverkan är inte heller den inkluderat i studien.

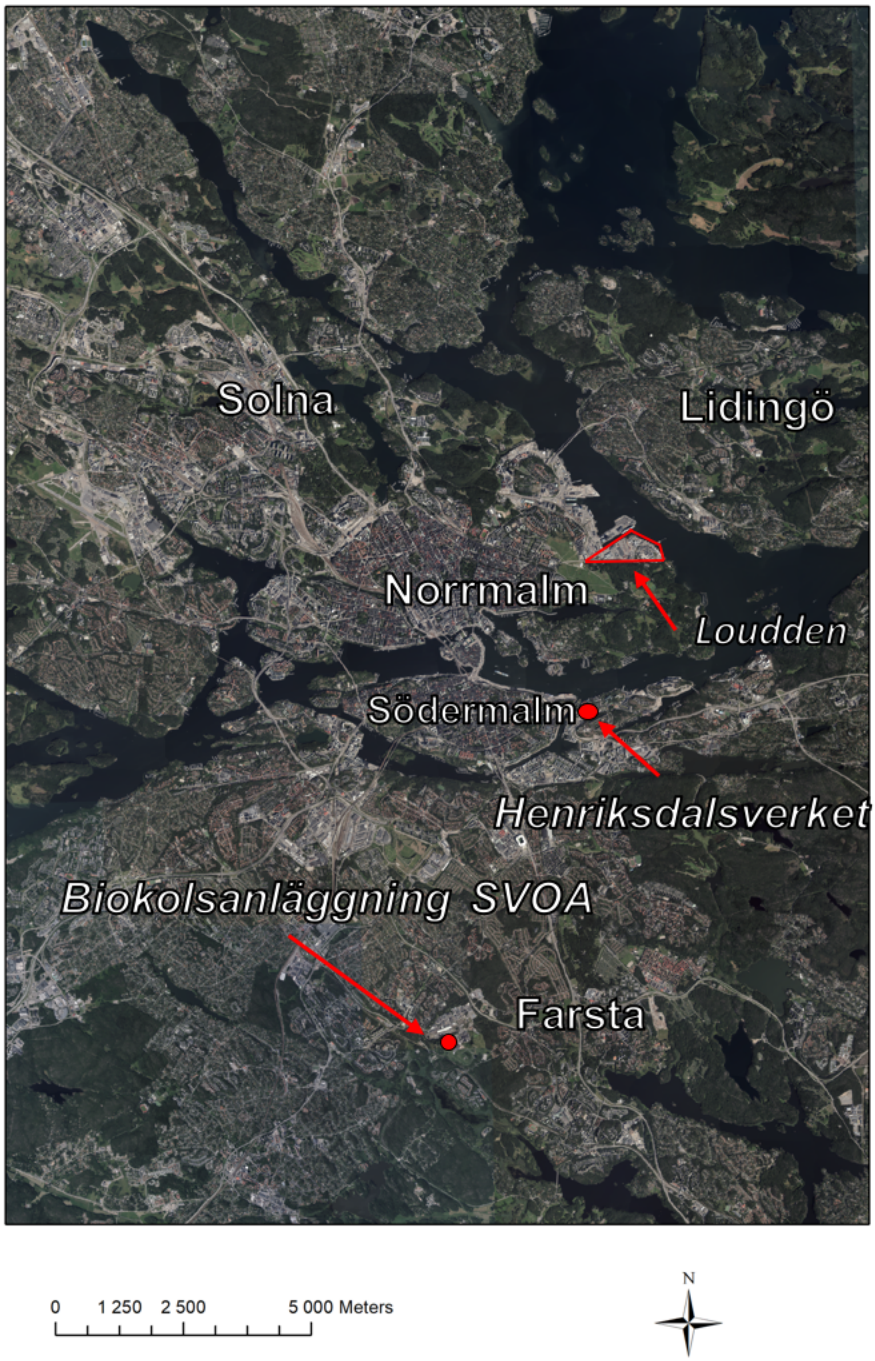
2. Områdesbeskrivning

Området som övervägs för utveckling av källsorterande avloppsystem kallas Loudden (se rödmarkerat område i Figur 1 och mer inzoomat i Figur 2) och är en del av Norra Djurgårdsstaden i Stockholm. Loudden utreds i skrivande stund för utbyggnad av uppåt 4 000-6 000 bostäder och 125 000 m^2 kommersiella lokaler. Beslut kring avloppssystemet för området kommer att tas efter att Explateringskontoret och SVOA gemensamt utrett förutsättningarna för detta. De första bostadshusen planeras stå klara 2025 och hela området ska vara klart till 2030. Vid uppskattningar i rapporten antas generellt ett system baserat på 1000 hushåll.

Figur 1. Loudden (rödmarkerat) i Norra Djurgårdsstaden. Ortophoto, © Lantmäteriet 2017.

Vid utbyggnad av hushåll med källsorterande avlopp kommer systemet för behandling (*System Adsorption* eller *System Indunstning*) placeras i direkt anknytning till bostäderna i Loudden, något som bidrar till att hålla nere kostnaderna för att lägga dubbla ledningssystem, en ledning (gemensam för) matavfall, och klosettvatten och en för BDT-vatten från hushållen. Om man istället väljer att använda det system för avlopp och matavfall som används idag i Stockholm (*Referenssystemet*), kommer avloppsvattnet från hushållen att skickas till konventonell rening vid Henriksdalsverket (se Figur 2). I *Referenssystem* kommer matavfallet att skickas till Scandinavian Biogas i Södertörn (utanför bild i Figur 2) för produktion av rötgas och biogödsel. De

olika systemalternativen presenteras i nästa kapitel. För att illustera transportavståndet för biokol till en eventuell anläggning i Loudden visas i Figur 2 även Stockholm Avfalls biokolsanläggning i Högdalen.



Figur 2. Översiktsbild över Stockholm med utpekade platser för Loudden, Henriksdalsverket Stockholm Vatten och Avfalls (SVOA) biokolsanläggning. Ortophoto © Lantmäteriet 2017.

3. Systemstrukturer

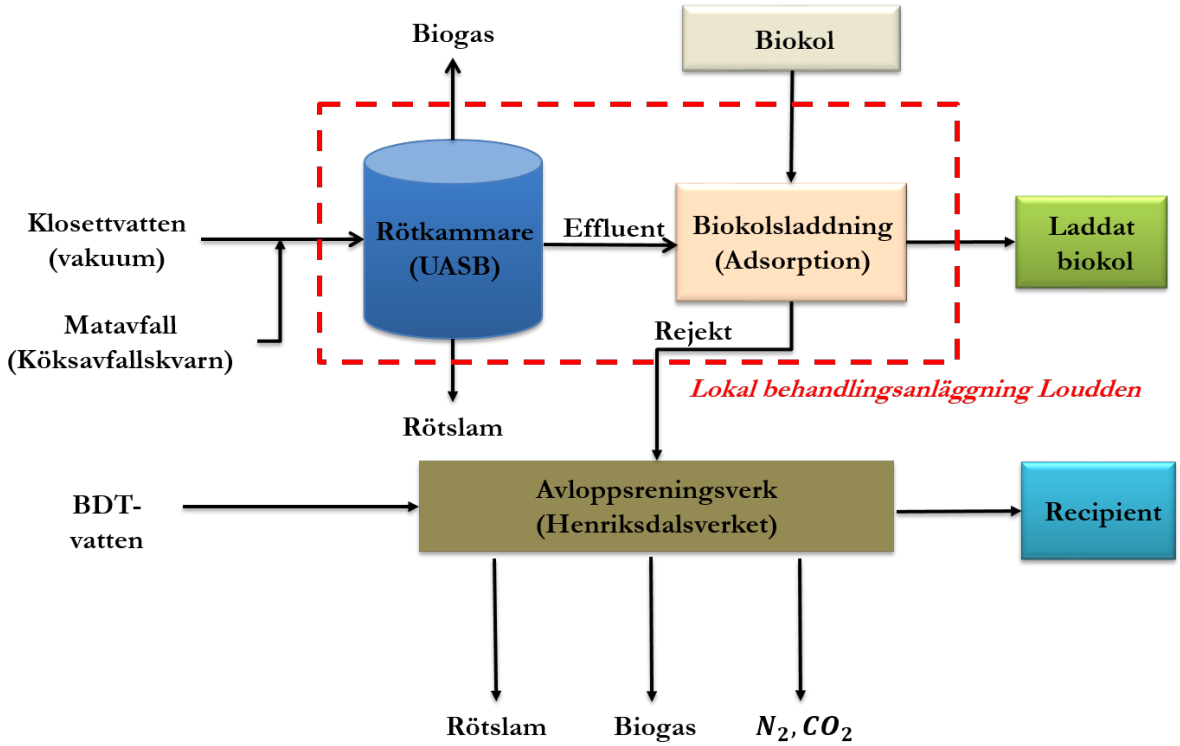
Två huvudsakliga systemalternativ, "*System Indunstning*" och "*System Adsorption*" undersöktes i denna rapport som alternativ till konventionell behandling. Systemalternativen är båda till stor del baserade på ett källsorterande system i Sneek, Nederländerna med vakuumtoaletter och matavfallskvarnar. I systemet, som är beskrivet mer i detalj i (Kjerstadius et al., 2012b; STOWA, 2014), transporteras klosettavfall och nedmalet matavfall (från matavfallskvarnar) direkt (utan förbehandling) till en rötkammare av typen UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) för mesofil rötning vid omkring 35˚C. Effluenten från rötkammaren är rik på näringsämnen (cirka 1000 mg/l NH_4-N respektive 100 mg/l PO_4-P, och från denna effluent fäller man i Sneek ut struvit ($MgNH_4PO_4$) för att återvinna en stor del av fosforn. Majoriteten av kvävet går dock förlorat under behandlingen i Sneek. Tanken med denna rapport har därför varit att undersöka alternativa metoder för näringsåtervinning som kan ta tillvara på både fosfor och kväve.

De två alternativen som har undersökts, *System Adsorption* och *System Indunstning* presenteras nedan. Därefter presenteras *Referenssystemet*, som är den för Stockholm konventionella behandlingen av matavfall och avloppsvatten.

3.1 System Adsorption

System Adsorption illustreras i Figur 3 och inkluderar mesofil samrötning av matavfall och klosettvatten i en UASB-reaktor (liksom i Sneek) varpå näringsämnena i effluenten från rötningen separeras från vätskan genom adsorption till biokol. Det "näringsladdade" biokolet kan sedan användas som jordförbättring/gödsel i parker eller för att konstruera skelettjordar vid anläggning av träd i stadsmiljöer. Genom att använda näringen i avloppsvattnet kan man återanvända näring samtidigt som man ersätter en viss del av det NPK-näringsgödsel som köps in och blandas med biokol.

BDT-vattnet går i detta system till konventionell rening, liksom rejektet från biokolsladdningen.

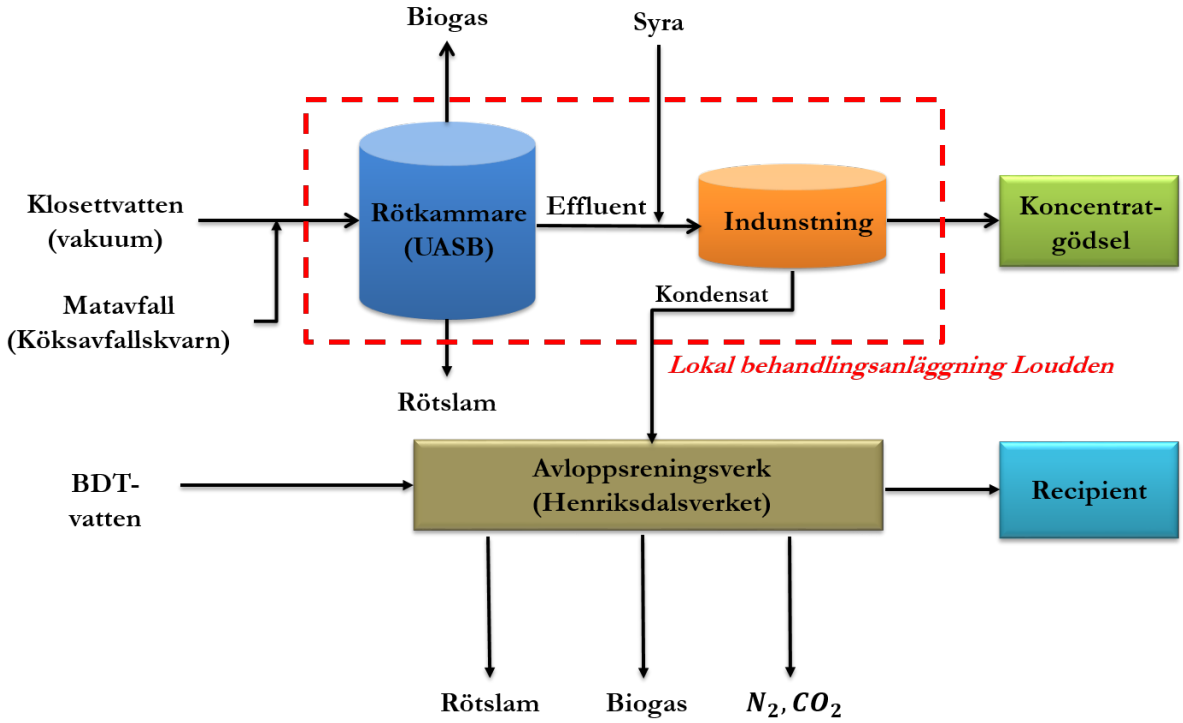


Figur 3. Schematisk illustration över System Adsorption.

System adsorption bygger på att man kan nå en hög grad av adsorption av lösta näringsämnen till biokolet. Detta behövs för att majoriteten av näringsämnena i lösningen skall kunnas adsorberas av en rimlig mängd biokol. Dessutom bör rejektet från adsorptionsprocessen innehålla låga halter näringsämnen, så att majoriteten av näringsämnena faktiskt återanvänds.

3.2 System Indunstning

System Indunstning (Figur 4) har initialt sett samma process som *System Adsorption* gällande samrötning av matavfall och klosettvatten, men här koncentreras näringsämnena i effluenten upp genom indunstning. Inför indunstningsprocessen krävs en sänkning av effluentens pH genom att tillsätta en syra, exempelvis svavelsyra (H_2SO_4) eller salpetersyra (HNO_3), något som krävs för att (i) förhindra förlust av ammonium (NH_4^+) som ammoniak (NH_3) till kondensatet samt (ii) undvika utfällningar i samband med indunstningen.



Figur 4. Schematisk illustration över System Indunstning

Det näringsrika koncentrat som bildas vid indunstningen kan användas antingen direkt som flytande näringsgödsel eller användas för att ladda biokol. Liksom i *System Adsorption* leds BDT-vattnet i detta fall till konventionell rening på Henriksdalsverket. Hit går även det näringsfattiga kondensatet från indunstningsprocessen.

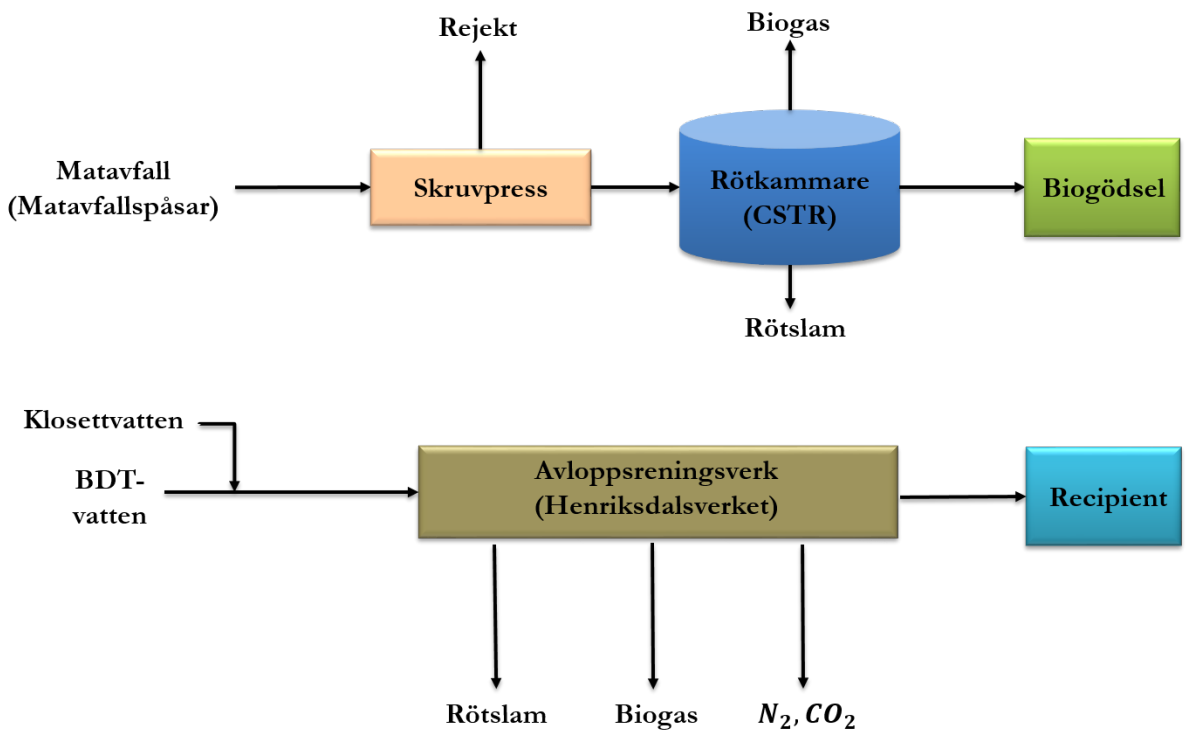
3.3 Jämförelse av källsorterande system

System Adsorption är enklare än indunstningssystemet och kräver mindre energi för att drivas. Däremot är systemet helt beroende av biokolets förmåga att adsorbera näringsämnen. Vid en alltför låg adsorption kommer mängden biokol som krävs för adsorption att bli orimligt hög och alternativet kan uteslutas på grund av brist på biokol eller orimligt höga transportkostnader.

3.4 Referenssystemet

Referenssystemet som presenteras i Figur 5 är baserat på en modell av Kjerstadius et al. (2015) och motsvarar den för Stockholm konventionella hanteringen av matavfall och avloppsvatten. Här sorteras matavfallet ut i papperspåsar och transporteras med lastbil till rötkammare för produktion av biogas och biogödsel. Avloppsvattnet renas i ett konventionellt reningsverk med aktivslamprocess där avvattnat primärslam och bioslam rötas i en CSTR (kontinuerligt omrörd tankreaktor) för biogasproduktion.

Till skillnad från den verkliga situationen inkluderar modellen från Kjerstadius et al. (2015) bara hushållsspillvatten. Således är belastning till avloppsreningsverket från industrier och dagvatten inte inkluderat, vilket gör systemets potential mer direkt jämförbar med de källsorterande systemen. Modellen för avloppsreningsverket i Kjerstadius et al. (2015) är anpassad till data från Öresundsverket i Helsingborg och inte utifrån Henriksdalsverket i Stockholm. Vi kan därmed förvänta oss vissa skillnader mellan modellens resultat och massbalanserna från Henriksdalsverket, även om de översiktliga processerna vid Öresundsverket är samma som vid Henriksdalsverket. Dessa skillnader belyses i Systemstudien.



Figur 5. Schematisk illustration över Referenssystemet

4. Adsorptionsförsök med biokol från Stockholm Vatten och Avfall

För att bättre förstå biokols potential för adsorption av ammonium och fosfat summerades resultat från vetenskaplig litteratur. Dessa resultat presenteras i följande sektioner och föregås av en kort bakgrundsbeskrivning kring biokol.

4.1 Biokolsproduktion och egenskaper

Biokol skapas av organiskt material som hettats upp till höga temperaturer i syrefri miljö (pyrolys). Under denna process avgår lättflyktiga organiska gaser från materialet och kvar blir en porös skelettstruktur som till största delen består av grundämnet kol. Den porösa strukturen gör att kolets specifika yta kan bli mycket hög, en yta där ämnen kan adsorberas genom fysiska eller kemiska interaktioner (Worch, 2012)

Grundstrukturen i biokol är generellt sett hydrofob (ej vattenlöslig) vilket i sin tur gör att biokolet generellt sett lämpar sig bra för adsorption av hydrofoba molekyler (Worch, 2012). Näringsämnen är dock, speciellt i jonform, extremt hydrofila (vattenlösliga), vilket gör att de binder dåligt till biokolets grundstruktur. På biokolets yta kan det däremot, beroende av material och tillverkningsmetod, finnas mer hydrofila molekyler som skulle kunna öka adsorptionen av joner. Dessa grupper av molekyler kallas ofta för funktionella grupper och anses vara mycket viktiga för upptaget av joner (Sizmur et al., 2017; Song and Guo, 2012). Exempel på sådana grupper är karboxylgrupper, hydroxidgrupper, laktolgrupper och fenolgrupper (Worch, 2012).

Funktionella grupper bildas i samband med pyrolysen och vilka funktionella grupper som bildas är direkt beroende av pyrolystemperaturen. En låg pyrolystemperatur (på exempelvis 300 grader) ger generellt sett ett biokol med större andel sura funktionella grupper medan högre temperaturer ger fler basiska funktionella grupper (Shafeeyan et al., 2010). De sura grupperna skapar negativa laddningar och ökar på så sätt kolets förmåga att binda positiva joner (katjoner). De basiska grupperna kan å andra sidan bidra till en ökad adsorption av negativa joner (anjoner) (Smith et al., 2009). I UASB-effluenten återfinns kväve främst i formen av ammoniak och dess korresponderande katjonsform ammonium (NH_4^+) medan fosfor främst återfinns som fosfat (PO_4^{3-}). Således skulle troligen både sura och basiska funktionella grupper behövas på ett biokol för att ge god adsorption av båda näringsämnena kväve och fosfor.

Utöver varierande pyrolystemperatur kan kolets yta förändras genom att använda oxiderande kemikalier eller gaser i samband med eller efter pyrolysen. Att på detta sätt behandla biokolet utöver pyrolysen kallas aktivering och

används vanligen för att förbättra biokolets porositet samt för introduktion av just funktionella grupper (Worch, 2012). Generellt sett har användningen av kemikalier (kemisk aktivering) varit en mer framgångsrik metod för att öka katjonsupptag på biokol (Smith et al., 2009) jämfört med oxiderande gaser (fysiskalisk aktivering).

De unika egenskaperna hos biokol gör att det lämpar sig väl som jordförbättringsprodukt. Biokolet har en stor vattenhållande kapacitet, vilket i sig är positivt och kan dessutom ge positiva effekter på jordens mikrobiologi samt bidra till att bibehålla kväve och fosfor i marken (Mia et al., 2017). Flera studier har visat att biokol laddad med gödsel kan ge bättre effekt på grödornas tillväxt jämfört med att använda endast gödsel (t ex Schmidt et al., 2015).

4.2 Biokolstillverkning i Högdalen

Biokol tillverkas idag hos Stockholm Vatten och Avfall i deras pyrolysanläggning i Högdalen (se Figur 6 och Figur 7). Kolet skapas från en blandning av trädgårdsavfall från Stockholms invånare. Trädgårdsavfallet mals först ned till flisor innan det förs in i anläggningen där det hettas upp till 500-700 °C i syrefri miljö (pyrolyseras). Under denna pyrolys förångas delar av det organiska materialet, och kvar blir ett poröst, kolrikt material – biokol. Anläggningen är tillverkad av det tyska företaget Pyreg (www.pyreg.de).

Figur 6. Stockholm Vatten och Avfalls pyrolysanläggning i Högdalen. Foto: Alexander Betsholtz

Figur 7. Biokol från Högdalen. Foto: Alexander Betsholtz

Biokolsanläggningen i Högdalen skall producera 300 ton biokol per år. Man har dock haft driftproblem som gjort att den verkliga produktionen blivit mycket lägre (Gustafsson, 2018). Bland annat har flisor satt igen inmatningen av material till processen. I tillägg har man haft en del problem med att materialet som går in är blött, något som gjort att pyrolysen inte kommit upp i de 700 grader som processen är designad för, utan hamnat närmare 500 grader. I enighet med diskussion ovan bör denna lägre pyrolystemperatur leda till att biokolet har en större andel sura funktionella grupper jämfört med biokol som producerats vid 700 grader. Dessutom kan det blöta materialet ha lett till att det funnits vattenånga närvarande vid pyrolysen, något som kan bidra till att öppna upp porer och öka den funktionella ytan på kolet (Rio et al., 2006; Sizmur et al., 2017). Huruvida dessa skillnader i tillverkningstemperatur och eventuell ångrik atmosfär har stor påverkan på biokolets adsorptionsförmåga för en viss jon går inte att med säkerhet avgöra utan laboratorieförsök. Man bör dock ha i åtanke att variationer av ingående materialtyp och fukthalt kan generera biokol med olika egenskaper. I nästa avsnitt presenteras resultat från litteraturen gällande adsorption av joner, något som kan ge information om vilka skillnader man kan förvänta sig hos biokol beroende på tillverkningsmaterial och tillverkningsparameterar.

4.3 Resultat från litteraturstudie

4.3.1 Ammoniumkväve (NH_4^+-N)

I Tabell 1 presenteras resultat från litteraturen gällande adsorptionskapaciteter (Q_e) av NH_4^+-N till biokol som framställts från olika material, vid olika temperatur och eventuell aktivering.

Resultaten visar att det är mycket stora variationer i adsorptionskapacitet hos biokolen som tagits fram i olika försök. Om man ser till biokol tillverkat vid ren pyrolys (utan aktivering – det vill säga behandling med kemikalier eller oxiderande gaser) har samtliga biokol tillverkade av Gao et al. (2015) och Takaya et al. (2016) nått hög adsorption av ammonium. Intressant är att båda dessa författare tillverkat biokol från olika material och använt sig av olika temperaturer (300-600 °C (Gao et al., 2015) respektive 400-650 °C (Takaya et al., 2016)) och trots detta fått biokol med höga adsorptionskapaciteter (>100 mgNH_4-N/g biokol). I jämförelse har andra författare producerat biokol vid liknande temperaturer, men nått närmast obefintlig adsorption (t ex Hou et al., 2016). Vi kan därmed konstatera att tillverkningsmaterialet verkar vara en minst lika viktig faktor som pyrolystemperatur gällande NH_4^+ - adsorption till biokol.

Tabell 1. Adsorptionskapaciteter för NH_4^+-N till biokol i olika studier. Q_e är adsorptionskapaciteten ($mg_{adsorberat}/g_{biokol}$) vid adsorptionsjämvikt, C_0 startkoncentrationen (mg/l) (samma koncentration som innan biokol tillsatts till vätskan) och C_{eq} koncentrationen (mg/l) i vätskan vid adsorptionsjämvikt.

Material	Pyrolys-temperatur (°C)	Aktivering	Q_e (mg/g)	C_0 (mg/l)	C_{eq} (mg/l)	Referens
Lönnträd	500	H_2O_2	<5	100	40	(Wang et al., 2015)
Gräs (giant reed)	500	-	2	80	75*	(Hou et al., 2016)
Fytoremedierin-gsväxter	500-700	CO_2	11	150	194*	(Zeng et al., 2013)
Trävirke	600	-	55	1400*	302	(Kizito et al., 2015)
Risskal	600	-	47	1400*	458	(Kizito et al., 2015)
Ek och växthusavfall	400-650	-	106-147	1000	860-900*	(Takaya et al., 2016)
Jordnötsskal, majsstjälkar och	300	-	Ca 140	1030*	750	(Gao et al., 2015)

bomullsplants-stjälkar						
Jordnötsskal, majsstjälkar, och bomullsplants-stjälkar	300	NaOH	150-350	1000-1400*	700	(Liu et al., 2016)
***Beräknat från C_0 eller C_{eq}**						

En annan viktig faktor som påverkar adsorptionen i allmänhet är den koncentration av näringsämnen i vätskan som används vid försöken. Variationen i adsorptionskapacitet vid olika start-och jämviktskoncentrationer illustreras i Tabell 2 nedan baserat på försök av Kizito et al. (2015). Ju högre jämviktkoncentration (C_{eq}) ammonium i lösningen, desto större adsorptionskapacitet (Q, $mg_{adsorberat}/g_{biokol}$) får biokolet. På samma sätt minskar biokolets adsorptionskapacitet med minskande jämviktkoncentrationer. Detta betyder att man får en effektivare adsorption (större andel ammonium adsorberat per mängd kol) om man tillåter högre koncentrationen ammonium vid jämvikt, samtidigt som den procentuella andelen adsorberat ammonium (R_{ef}) minskar (till följd av att mängden kol i förhållande till mängden ammonium i lösningen minskar).

För System Adsorption innebär detta att det blir dyrare att adsorbera ammoniumet desto lägre koncentration som accepteras i rejektet från separationsprocessen i *System Adsorption* (se Figur 3).

Tabell 2. Skillnader i adsorptionskapacitet av NH_4^+-N (Q_e) och adsorptionsgrad (R_{ef}) vid olika startkoncentrationer (C_0) och jämviktkoncentrationer (C_{eq}) (Kizito et al., 2015) *Experiment utförda vid pH 7 och 35°C med 20 g biokol/liter.*

C_0 (mg/l)	C_{eq} (mg/l)	Q (mg/g)	R_{ef} (%)
250	23	11,4	91
500	66	21,7	87
750	120	31,5	84
1000	184	40,8	82
1400	302	54,9	78

*Beräknat från C_0 och Q_e

4.3.2 Fosfat-fosfor (PO_4^{3-}-P) och nitrat-kväve (NO_3^--N)

Adsorptionskapaciteter för fosfat och nitrat till biokol presenteras i Tabell 3 respektive Tabell 4 nedan. För ett givet tillverkningsmaterial blir adsorptionen högre vid en högre tillverkningstemperatur, både för fosfor (Trazzi et al., 2016; Zeng et al., 2013) och för nitrat (Kameyama et al., 2016; Z. Wang et al., 2015), vilket stämmer överens med teorin kring att basiska kol är bättre på att adsorbera anjoner jämfört med sura kol (Sizmur et al., 2017). När det kommer till adsorptionskapaciteterna för icke modifierat biokol framgår det av tabell 3 och 4 att dessa är generellt sett mycket låga för både fosfat (< 30 mg/g) och nitrat (<10 mg/g). Resultat från Fang et al. (2014) visar dock att adsorptionen av fosfat kan ökas väsentligt genom att behandla biokol med magnesiumklorid före pyrolys. Vid samtliga temperaturer (300-600°C) gav detta en adsorption upp till 150 mg/g vid en jämviktkoncentration på 1000 mg/l PO_4-P. Denna så kallade ”coating” av kolets yta med de positivt laddade magnesiumjonerna verkar således vara den mest lovande metoden för att öka adsorptionen av anjoner till biokol.

Tabell 3. Adsorptionskapaciteter för PO_4^{3-} -P till biokol i olika studier. Q_e är adsorptionskapaciteten ($mg_{adsorberat}/g_{biokol}$) vid adsorptionsjämvikt, C_0 startkoncentrationen (mg/l) (samma koncentration som innan biokol tillsatts till vätskan) och C_{eq} koncentrationen (mg/l) i vätskan vid adsorptionsjämvikt.

Material	Pyrolys-temperatur (°C)	Aktivering	Qeq (mg/g)	Co (mg/l)	Ceq (mg/l)	Referens
Ek, växthusavfall	400, 650	-	0-30	400	370-400*	(Takaya et al., 2016)
Fytoremediering-ingsväxter	500-700	CO_2	0-3	100	88-100*	(Zeng et al., 2013)
Gran	300, 550	- / H_2O	<1,4	>37	40	(Lou et al., 2016)
Trä	1000	-	1	19*	18	(Huggins et al., 2016)
Gräs	300	-	7,0	400	386*	(Trazzi et al., 2016)
Gräs	700	-	15,5	400	369*	(Trazzi et al., 2016)
majsstjälk	300-600	MgCl (coating)	ca 150	Ca 2500	1000	(Fang et al., 2014)
*Beräknat från C_0 eller C_{eq}						

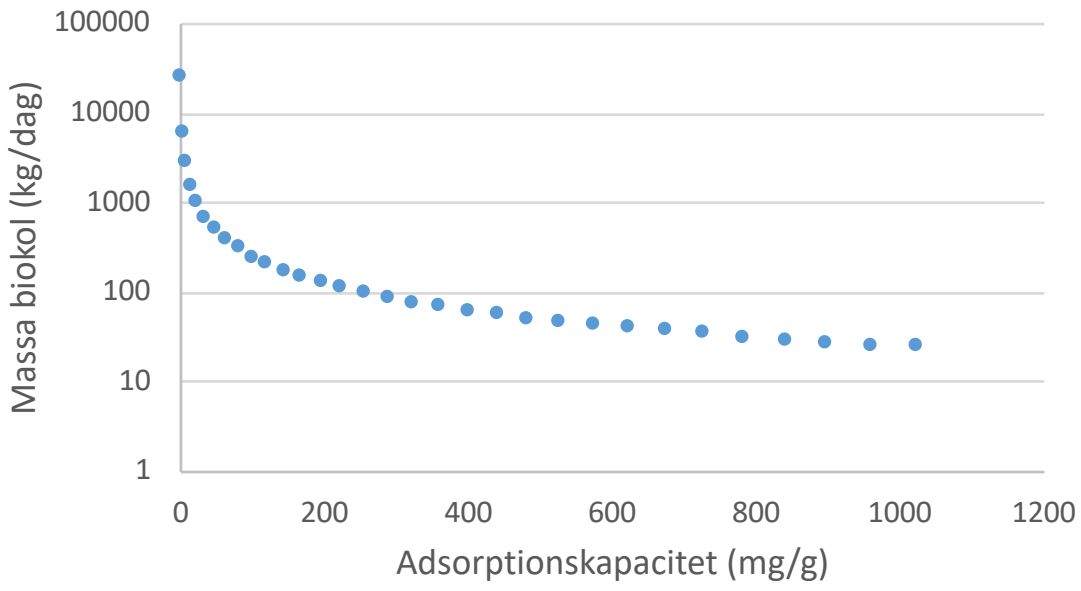
Tabell 4. Adsorptionskapaciteter för NO_3-N till biokol i olika studier. Q_e är adsorptionskapaciteten ($mg_{adsorberat}/g_{biokol}$) vid adsorptionsjämvikt, C_0 startkoncentrationen (mg/l) (samma koncentration som innan biokol tillsatts till vätskan) och C_{eq} koncentrationen (mg/l) i vätskan vid adsorptionsjämvikt.

Material	Pyrolys-temperatur (°C)	Aktivering	Qeq (mg/g)	Co (mg/l)	Ceq (mg/l)	Referens
Ek	300-600	-	<10	900	880*	(Wang et al., 2015)
Trä (3 sorter), risskal och sockerrör	400-800	-	<0,23	10	> 7	(Kameyama et al., 2016)
*Beräknat från C_0 eller C_{eq}						

4.3.3 Adsorptionsbehov för näringsseparation.

För att få en uppfattning kring de adsorptionskapaciteter som biokolet behöver för att separationsprocessen i *System Adsorption* skall bli rimlig illusteras i Figur 8 mängden biokol (kg/dag) som krävs för att adsorbera all ammonium i UASB-effluenten från 1000 hushåll med källsorterande system, beroende på biokoles adsorptionskapacitet. I denna illustration antogs en konstant adsorptionskapacitet.

Figuren visar att det vid adsorptionskapaciteter lägre än 25 mg/g krävs mer än 1 ton biokol/dag. Vid värden omkring 2 mg/g krävs så mycket som 6 ton biokol per dag. En lika viktig parameter att överväga är förstås koncentrationen näringsämnen som det laddade biokolet får. I Schmidt et al. (2017) används biokol med en kvävekoncentration på 60-100 kgN per ton biokol vilket gett bra resultat då biokol inom jordbruk applicerats i rotzonen (i direkt anknytning till plantornas rötter). Detta skulle motsvara en adsorptionskapacitet på 60-100 mg/g i grafen nedan, vilket i sin tur skulle kräva en biokolsanvändning på omkring 240-400 kg_{biokol}/dag eller 100-167 g_{biokol}/pe/dag. Detta kan anses som höga siffror - som referens ligger mängden biokol i samma storleksordning som produktionskapciteten hos Högdalens biokolsanläggning (300 ton/år).



Figur 8. Biokolsmängd som krävs för separation av all ammonium i UASB-effluenten från 1000 källsorterande hushåll beroende på biokolets adsorptionskapacitet (mg/g) för ammonium. Notera att y-axeln är logaritmisk.

4.4 Adsorptionsförsök i labb

För att undersöka adsorptionskapaciteten hos biokolet från Högdalen gjordes en rad adsorptionsförsök i labb där biokolets förmåga att adsorbera NH_4^+, NO_3^-

samt PO_4^{3-} testades genom så kallade batchförsök. NO_3^- finns inte i UASB-effluenten utan skulle motsvara ett scenario där all NH_4^+ i UASB-effluenten först blivit nitrifierad till NO_3^- för att därefter adsorberas med biokol.

Metoden för försöken presenteras utförligt i Appendix A2 – Detaljerad beskrivning av adsorptionsförsök. I korthet gick försöken ut på att blanda en känd (uppvägd) mängd biokol i näringslösningar med kända (uppmätta) koncentrationer av NH_4^+, NO_3^- samt PO_4^{3-}. Koncentrationerna av näringsämnen i lösningen mättes både före tillsats av biokolet samt efter att biokolet blandats med lösningen och jämvikt infunnit sig (efter 24 timmars omblandning). Därefter kunde adsorptionskapaciteten bestämmas med följande formel:

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e) * V}{m}$$

där Q_e är adsorptionskapaciteten i mg adsorberat näringsämne per gram kol (mg/g), C_0 koncentrationen före adsorption (mg/l), C_e jämviktkoncentrationen (mg/l), V volymen vätska (l) och m massan kol (g).

Försök utfördes både med artificiell näringslösning (framställda genom att lösa upp näringssalter i avjoniserat vatten) samt med UASB-effluent från Sneek. Detta gjordes för att kunna se till vilken grad det organiska innehållet (TS-halten och övriga ämnen i UASB-effluenten) påverkar adsorptionen av näringsämnen jämfört en lösning med en renare lösning. Det ungefärliga innehållet i UASB-effluenten presenteras i

Appendix A1 – Egenskaper hos UASB-effluent från Sneek.

I det första försöket som utfördes (se försök 1 i Appendix A2 – Detaljerad beskrivning av adsorptionsförsök) visade det sig att biokolets förmåga att adsorbera samtliga joner var så dålig (<2 mg/g) att en adsorption inte kunde urskiljas från mätosäkerheter i analysen. För att kunna sätta siffror på adsorptionskapaciteten behövdes därför mängden biokol ökas i förhållande till mängden näringsämnen. Detta gjordes genom att använda en hög koncentration (5g/l) biokol och samtidigt minska koncentrationen av näringsämnen i UASB-effluenten och den artificiella lösningen genom att späda dessa 10 gånger. Detta gav koncentrationer på omkring 100 mg/l NH_4-N samt 10 mg/l PO_4^{3-}-P.

Adsorptionskapaciteten för NO_3^- valdes att inte analyseras vidare efter försök 1. Detta var framförallt för att spara tid, då analyserna av NO_3^- krävde betydligt mer arbete jämfört med analys av övriga joner då dessa analyserna krävde att proverna späddes upp till 200 gånger. Dessutom hade försök 1 visat en mycket låg adsorption av NO_3^- till biokolet. Under studiens gång visade det sig dock att nitrifikation kan vara ett intressant alternativ att överväga i samband med indunstning då enklare uppskattningar (se avsnitt 5.11) visar på att driftkostnaderna för nitrifikation troligtvis är liknande de för syratillsats, och att dessa därför är jämförbara. I framtida adsorptionsförsök på UASB-effluent är det därför av fortsatt intresse att mäta NO_3^- -. Detta diskuteras även mer under "Framtida studier" (avsnitt 7).

Eftersom adsorptionen i försök 1 visade sig vara låg testades huruvida en behandling av biokolet med temperatur och vattenånga/luft (så kallad fysikalisk aktivering) kunde förbättra biokolets adsorptionskapacitet för näringsämnena. Denna typ av fysikalisk aktivering skall enligt teorin kunna introducera sura funktionella grupper på kolets yta, vilket skulle kunna öka adsorptionen av ammonium (Sizmur et al., 2017). Fysikalisk aktivering med luft/vattenånga valdes då dessa behandlingar utan större modifikationer bör kunna introduceras i nuvarande pyrolysprocess. Kemisk aktivering valdes att inte testas då sådan teknik skulle kräva större modifikation av nuvarande pyrolysanläggning och eftersom att sådana processer ännu inte är utvecklade för fullskalebruk.

I tillägg till biokolet (obehandlat och behandlat/aktiverat) testades även adsorptionskapaciteten hos pyrolyserat och aktiverat kol från rötslam samt ett kommersiellt pulveriserat aktivt kol (PAK). En beskrivning av samtliga kol som testades redovisas i Tabell 5Tabell 26 nedan.

Tabell 5. Beskrivning av de kol som användes vid adsorptionsförsöket

Namn	Beskrivning
Biokol original	Ej modifierat biokol.
Biokol akt. 400	Biokol aktiverat med N_2/H_2O vid 400 °C i 60 min
Biokol akt. 300	Biokol aktiverat med N_2/H_2O vid 300 °C i 60 min
Biokol akt. luft 300	Biokol aktiverat med luft vid 300 °C i 60 min
Biokol akt. 700	Biokol aktiverat med N_2/H_2O vid 700 °C i 60 min
Pyr. slam 300	Rötat slam pyrolyserat vid 300 °C
Pyr. slam 700	Rötat slam pyrolyserat vid 700 °C
Akt. slam 800	Rötat slam pyrolyserat och aktiverat med N_2/H_2O vid 800 °C
Kommersiellt kol	Pulveriserat aktivt kol (Norit Sae Super)

Resultaten av adsorptionsförsöken visas i Tabell 6 som presenterar adsorptionskapaciteterna för respektive kol. Vidare presenteras kolens pH samt pH på lösningen efter adsorption. Kolens pH bestämdes genom att blanda kol och avjoniserat vatten i viktförhållande 1:10 (Wang et al., 2015).

Tabell 6. Adsorptionskapaciteter för olika biokol efter adsorption av näringsämnen i utspädd UASB-effluent och artificiell näringslösning respektive. De högsta adsorptionskapaciteterna är grönmarkerade.

	pH kol	**Adsorptionkapaciteter (mg/g) i utspädd UASB-effluent**			**Adsorptionskapaciteter (mg/g) i artificiell lösning**		
		NH4	PO4	pH	NH4	PO4	pH
Biokol original	9,5	1,9	-0,2	7,9	1,1	-0,3	8,2
Biokol akt. 400	10,3	0,9	-0,2	8,2	0,8	-0,3	8,5
Biokol akt. 300	10,3	0,8	-0,2	8,2	0,9	-0,2	8,5
Biokol akt. luft 300	9,5	2,3	-0,6	8,1	3,7	-0,6	8,2
Biokol akt. 700	12,6	0,8	0,4	9,0	-	-	-
Pyr. slam 300	8,3	0,8	0,0	7,6	0,5	-0,1	7,1
Pyr. slam 700	11,6	1,3	0,1	8,4	0,4	0,3	8,6
Akt. slam 800	10,4	0,5	0,3	8,4	0,4	0,5	8,6
Kommers-iellt kol	8,5	-0,7	0,5	8,1	0,5	0,3	8,4

Resultatet visar att adsorptionskapaciteten för biokolet är mycket låg för både NH_4^+ och PO_4^{3-}. Detta stämmer väl med flera referenser (t ex Hou et al., 2016;

Huggins et al., 2016; B. Wang et al., 2015; Zeng et al., 2013). Den högsta uppmätta adsorptionen av ammonium erhölls av orginalkolet (1,9 mg NH_4-N/g) samt för kol som oxiderats med luft i 300 °C (2,3 mg NH_4-N/g) vid test på utspädd UASB-effluent. Aktivering med vattenånga ökade inte upptaget av ammonium vid någon temperatur. Däremot ökade upptaget av fosfat (till 0,4 mg PO_4-P/L) efter behandling med vattenånga vid 700 °C. I detta försök ökade dock pH i lösningen till pH 9 på grund av att detta kol var mycket basiskt (pH 12,6). Det är troligt at detta kan ha lett till utfällning av fosfat snarare än fysisk eller kemisk adsorption, även om vi inte kan urskilja dessa från varandra.

Flera negativa värden för adsorptionskapaciteten gavs i experimentet, vilket illustrerar att det (trots att ingen spädning krävdes vid dessa försök) finns en osäkerhet i labutförandet som är stor i förhållande till storleken på de uppmätta värdena. Osäkerheten hade minskat om en ökad adsorption hade setts, vilket betyder att man från resultatet främst kan konstatera att adsorptionskapaciteterna är låga och kan man skall använda de absoluta värdena i Tabell 6 med försiktighet.

Sammantaget var upptaget av såväl ammonium som fosfat överlag lågt för samtliga biokol i labbstudien. Som väntat var adsorptionen något högre för den artificiella lösningen då denna innehåller färre ämnen som kan konkurrera med näringsämnena om kolets adsorptionsplatser. Vi kan alltså dra slutsatsen att biokolet från Högdalen inte verkar lämpar sig att användas som separationsprocess för näringsämnena i UASB-effluenten.

Det är möjligt att pyrolys vid lägre temperatur än de 500-700 °C som används idag skulle kunna ge ett kol med bättre egenskaper för att adsorbera ammonium, då litteraturen tyder på att kolets katjonbyteskapacitet maximeras vid lägre temperaturer (Mia et al., 2017). Om målet är att maximera katjonsupptaget kan man även överväga att exponera kolet för kemikalier under pyrolysen, då dessa mer effektivt kan introducera sura funktionella grupper på kolets yta jämfört med att använda oxiderande gaser (Smith et al., 2009). Om målet är att öka upptaget av fosfat och nitrat verkar behandling av kolets yta med magnesium (t ex $MgCl_2$) vara ett intressant alternativ eftersom detta skulle innebära att man kan adsorbera både kvävet och fosforn med samma biokol. Dessa alternativ är utanför ramarna inom detta projekt men är intressanta att ha i åtanke inför fortsatt forskning/försök inom området. Slutligen ska man även komma ihåg att att biokol tillverkat av andra material och vid andra förhållanden verkar kunna ge betydligt bättre resultat än de som testats i denna studie.

5. Indunstning

Indunstning är en process som kan användas för att koncentrera upp näringsämnena i en lösning genom att koka bort vatten. Om näringsämnena inte är flyktiga kommer de att koncentreras upp i det så kallade *koncentratet*, medan den avdunstade fraktionen (*kondensatet*) framförallt innehåller det avdunstade vattnet. Ofta sker processen vid ett undertryck så att koktemperaturen kan sänkas. Indunstningsprocessen är mycket energikrävande, men har trots det visat sig gynnsam och är vanligt förekommande inom bland annat mejeri- och kemikalieindustrin (Avfall Sverige, 2018a)

Även om det idag inte finns exempel på indunstning av UASB-effluenter från just matavfall och klosettvatten har indunstning på senare år börjat användas för att koncentrera upp biogödsel, det vill säga den effluent som bildas vid rötning av t.ex. matavfall. Ett par sådana anläggningar finns numera i Norden (Avfall Sverige, 2018a). Erfarenheter från några av dessa anläggningar presenteras i detta kapitel i tillägg till information kring processalteranativ, energiåtgång och förväntade kostnader från olika leverantörer.

5.1 Indunstningstekniker

Vanligast i Norden är indunstare som drivs på el och använder MVR (mekanisk ångkomprimerings-teknik). Denna teknik är mycket energieffektiv, men har höga kapitalkostnader (Avfall Sverige, 2018a). Av de indunstare som använder MVR-teknik är fallfilmsindunstning den teknik som är mest effektiv och är även den vanligaste förekommande i industrin. Man skall dock komma ihåg att andra typer av indunstare kan vara aktuella i fall där man har tillgång till stora mängder spillvärme till mycket låga priser, vilket är fallet i t ex Tyskland. I dessa fall kan det bli fördelaktigt att driva indunstarna helt och hållet på värme, vilket kräver mer energi jämfört med eldrivna MVR-indunstare (Avfall Sverige, 2018a).

5.2 Leverantörer

En kortare genomgång av leverantörer gjordes inom rapporten. Framför allt har kontinuerlig kontakt hafts med användare och leverantörer av indunstare från Epcon, men viss information har också erhållts från France Evaporation. För större genomgång av leverantörer hänvisas till rapport från Avfall Sverige (2018a).

5.2.1 Epcon

Epcon är en av de största leverantörerna av indunstningsanläggningar i Norden. De levererar lösningar från pilotskala till fullskala med energiåtgång för fullskaleanläggningar omkring 8-40 kWh/m^3 avdunstad vätska (kondensat)

(Runesson, 2018). Epcons indunstare drivs generellt till 100 % på elektrisk energi där majoriteten av energin går åt till att driva fläktar, kompressorer och vakuumpumpar (Runesson, 2018). Endast en mycket liten andel av energin går åt till att värma upp inkommande vätska till indunstningstemperatur, vilket beror på att när systemet väl är igång erhålls denna energi genom värmeväxling med utgående koncentrat/kondensat (Runesson 2018). Detta betyder att endast en liten del av den totala energiåtgången kan sparas in om man med billig restvärme kan värma upp vätskan före indunstning. Vidare blir det svårare att kyla ned kondensat/koncentrat om man inte har tillgång till rumstempererad vätska (Runesson 2018).

Epcons pilotskaleanläggningarna är av typen flashindunstare och finns på skala 0,3, 0,5 samt 1 m^3/timme, vilket motsvarar UASB-effluent-flöden från 300, 500 respektive 1000 hushåll (vid antaganden om 24L/pe/dag). Energiåtgången för dessa flashindunstare är uppskattningsvis 30-35 kWh/m^3 och är således högre än för motsvarande indunstare i storskala som troligtvis ligger nedåt 20 kWh/m^3 (Runesson 2018). Fullskalesystem är av typen fallfilmsindunstare och finns från flöden från 5 m^3/timme (5000 hushåll) och uppåt. Dessa har också lägre energiförbrukning (uppskattningsvis omkring 20 kWh/m^3 (Runesson, 2018)) jämfört med flashindunstare.

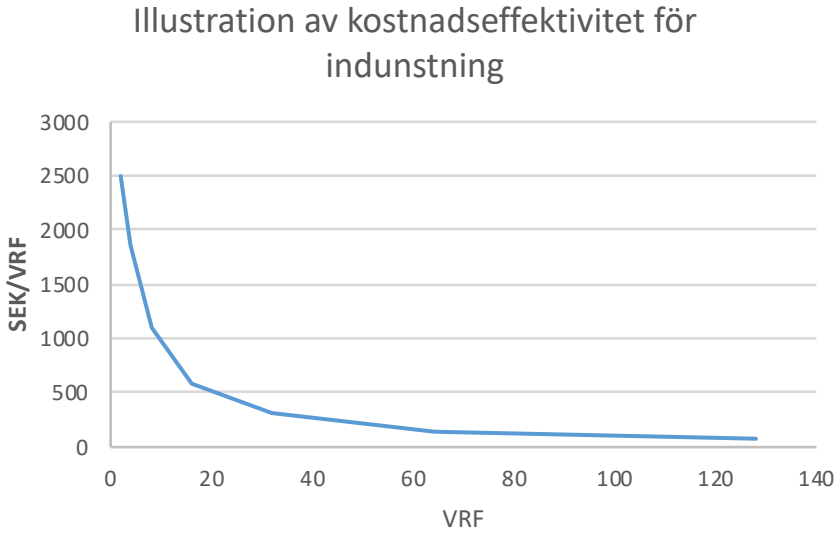
Arbetstemperaturen för indunstare kan variera mellan omkring 55-85°C (Runesson, 2018). Normalt för storskaleanläggningar är temperaturer omkring 85 °C. Att inte lägre temperaturer används beror till viss del på begränsningar hos vakuumsystemet, eftersom det krävs ett allt större undertryck för att nå kokpunkten vid lägre temperaturer. Dessutom påverkar temperaturen ångans densitet. Vid lägre temperaturer får ångan en lägre densitet, vilket gör att en mindre mängd vätska kan indunstas och gör att det tekniska systemet kräver större dimensioner (Runesson, 2018).

5.2.2 France evaporation

France evaporation levererar lösningar för indunstare av olika typer och tekniker, bland annat fallfilmsindunstare med MVR-teknik. För småskaliga system på omkring 10 m^3/dag förväntas i dessa en elkonsumtion på 20-30 kWh/m^3 indunstad vätska (Dehay, 2018). France evaporation levererar också indunstare med andra tekniker, där energi tillförs med varmvatten (minst 80 °C) eller trycksatt ånga. Den totala energiåtgången för sådana system är betydligt högre jämfört med MVR-tekniken. Till exempel så kräver indunstningssystem drivna av varmvatten omkring 300-500 kWh/m^3 indunstad vätska (Dehay, 2018).

5.3 Möjligheter och begränsningar

Indunstningen bör av olika skäl drivas så långt som möjligt för att få en kostnadseffektiv process. Detta beror på att indunstning blir allt mer effektiv desto högre volymreduktionsfaktor (VRF) som erhålls. Till exempel krävs det att 50 % av vätskan avdunstas för att nå VRF 2, medan en ytterligare fördubbling till VRF 4 endast kräver att ytterligare 25 % av den ursprungliga volymen indunstas. Kostnaden för en fördubbling av VRF minskar alltså med upp till 50% vid varje steg, något som illustreras i Figur 9 nedan (notera "upp till" 50 % då indunstningen blir mindre effektiv vid ökad TS-halt på grund av sämre värmeöverföring). Det blir således mer ekonomiskt intressant att koncentrera upp en vätska så långt som möjligt eftersom den relativa kostnaden för uppkoncentreringen minskar ju högre VRF som nås. I övrigt begränsas ofta vilken VRF som kan nås av vätskans TS-halt eftersom en för hög TS-halt leder till problem med att pumpa koncentratet samt till problem med utfällningar i indunstaren.



Figur 9. Illustration av kostnadseffektivitet för indunstning till olika volymreduktionsfaktor (VRF)

Potentialen att nå en hög VRF är begränsad av olika anledningar. Vid ökad VRF ökar TS-halten och därmed vätskans viskositet, och till slut är vätskan inte längre tillräckligt lättflytande för att indunstningsprocessen skall fungera. Epcons indunstningsprocesser körs vanligen upp till en TS-halt på omkring 20 % (Runesson, 2018). Utgår vi från UASB-effluenten med en TS-halt omkring 0,04 % skulle en VRF på 500 gånger vara teoretiskt möjlig (ger en TS-halt på 20% i koncentratet). Dock sätter även det lösliga innehållet begränsningar på grund av utfällningar som blir allt sannolikare när koncentrationerna av lösliga ämnen ökar. Utfällningar är dessutom beroende av vätskans pH och temperatur.

Inom industrin har det visat sig vanligt med problem med kalciumutfällningar, exempelvis i form av kalcium-sulfat eller kalcium-fosfat (Ejlertsson, 2018). Genom pH-justering med syra undviker man till viss del utfällningar samt förhindrar kvävet från att avgå som ammoniak. I Epcons anläggningar justerar man därför pH till omkring pH 5,2-5,5, vilket normalt kräver tillsats på omkring 9 kg H_2SO_4 (96%)/m^3 (Runesson, 2018). Trots detta kan man förvänta sig att utfällningar kommer ske, speciellt om man försöker maximera VRF. Det kan förväntas att det därför kommer krävas periodvis tvättning av indunstaren där man genom att tillsätta kemikalier kan lösa upp utfällningarna (Avfall Sverige, 2018a; Ejlertsson, 2018).

Övriga begränsningar med indunstningsprocessen är bland annat relaterat till partikelstorlek och partikeltyp i vätskan. Epcons indunstare kräver avskiljning av partiklar >2 mm (Runesson, 2018). Värst är just plastpartiklar >2 mm som snabbt kan sätta igen indunstaren. Höga koncentrationer av fibrer kan också orsaka problem då de bidrar till att öka vätskans viskositet mer än andra partiklar (Runesson, 2018). Problematiska partiklar separeras normalt sätt med t ex bågsil före indunstning (Avfall Sverige, 2018a).

Möjligheten att indunsta en UASB-effluent till hög VRF är troligtvis god på grund av dess låga partikelhalt (omkring 400 mg SS/L vid filtrering med 0.45 µm filter). Trots det krävs försök i pilotskala för att förstå vilka eventuella utfällningar, partiklar mm. som begränsar VRF (Runesson 2018). Detta behöver sannolikt även vägas mot hur ofta en tvättning av indunstaren kan accepteras.

5.4 Hygienisering

Hygienaspekten för den indunstade effluenten är mycket viktig, särskilt då klosettvattnet kan medföra andra typer av patogener än vad som transporteras med matavfallet. I fallfilmsindunstare med MVR-teknik är temperaturen omkring 80-85 °C och uppehållstiden omkring 30 minuter. Detta kan jämföras med hygieniseringskraven för SPCR-120 certifiering av biogödsel som kräver 70 °C i minst 60 minuter (Avfall Sverige, 2018b). Även om uppehållstiden i själva indunstaren endast är 30 minuter kan man öka koncentratets uppehållstid vid temperaturer > 70°C genom att introducera en tank där koncentratet hålls en lämplig (enligt vad som anses acceptabelt) tid före det kyls ned (värmeväxlas) mot inkommande UASB-effluent (Runesson, 2018).

5.5 Värmebehov

Även indunstare med MVR-teknik har ett visst värmebehov, framför allt vid uppstart. Vid Scandinavian biogas orsakar utfällningar ett så pass stort bekymmer att indunstningsanläggningen behöver tvättas en gång i veckan

(Ejlertsson, 2018). Vid Lyckeby stärkelse tvättas indunstaren istället omkring en gång per månad. Energin som behövs vid uppstart motsvarar temperaturhöjningen för vätska motsvarande indunstarens volym. För att uppskatta det totala värmebehovet kan man för en indunstare i pilotskala för behandling av UASB-effluent från 1000 hushåll anta en volym på 100 liter (Runesson, 2018). Genom att vidare anta en temperaturhöjning på 50 °C (35 till 85 °C) ger detta (grovt räknat) ett totalt energibehov på 0,4 kWh/m^3 kondensat, och är alltså en försvinnande liten mängd energi i jämförelse med driftsenergi för att driva indunstningsprocessen. Detta betyder att endast en mycket liten del av den totala energiåtgången för MVR-indunstare kan sparas om man har tillgång till en billig värmekälla.

5.6 Ekonomi

I en nyligen publicerad rapport från Avfall Sverige (2018a) har man sammanställt information kring indunstning av biogödsel i Sverige. Biogödsel är effluenten från rötning av t.ex. matavfall och har därmed många likheter med effluenten från samrötning av matavfall och klosettvatten. I rapporten uppskattas kostnaderna för indunstning på fullskaleanläggningar till omkring 110 SEK/m^3 kondensat där kostnader för kapital och energi uppgår till 2/3 av totalsumman (Avfall Sverige, 2018a)

5.7 Erfarenheter från industrin

5.7.1 Scandinavian Biogas, Södertörn

Hos Scandinavian Biogas i Södertörn söder om Stockholm indunstar man sedan mars 2017 biogödsel från matavfallsrötning med en fallfilmsindunstare från Epcon (se Figur 10). Indunstningsinformation presenteras i Tabell 7 nedan. Produkten säljs till jordbruket men näringsinnehållet var inte offentligt när denna rapport färdigställdes.

Vid Scandinavian Biogas använder man som förbehandling till indunstningen ett centrifugeringssteg med tillsats av polymer. Därefter skiljs plastpartiklar >2 mm ut med en bågsil innan vätskan går in till indunstaren.

Figur 10. Scandinavian Biogas fallfilmsindunstare i Huddinge. Med tillåtelse från Jörgen Ejlertsson, Scandinavian biogas.

Tabell 7. Indunstning vid Scandinavian biogas (Ejlertsson, 2018).

Substrat	Biogödsel från rötat matavfall
Teknik	MVR, fallfilmsindunstare
Kapacitet (m^3/dag)	300
TS in (%)	1
TS ut (%)	17
VRF	Ca 17
Syra för pH justering	H_2SO_4
pH justerat till	5,2-5,5
Energiförbrukning (kWh/m^3 koncentrat)	20

Sedan driftstarten har man haft problem med kalciumutfällningar, framför allt i form av kalciumsulfat. Ett byte av syra till exempelvis salpetersyra (HNO_3) skulle minska utfällningar av kalciumsulfat, men ger istället troligtvis utfällningar i form av kalciumnitrat.
Kondensatet som bildas vid indunstningen är inte helt rent, utan innehåller 300-700 mg/l COD (Avfall Sverige 2018) och 50-90 mg/l NH_4-N (Ejlertsson 2018). Idag går detta vatten till kommunalt reningsverk. En lägre halt NH_4-N i kondensatet skulle om nödvändigt kunna erhållas med en ökad syratillsats.

Elenergibehovet för drift uppgår till omkring 20 kWh/m^3 kondensat. Värmeenergi för uppvärmning till indunstningstemperatur tas från restvärme från biogasproduktionen.

5.7.2 Lyckeby Stärkelse, Kristianstad

Vid Lyckeby stärkelse utanför Kristianstad produceras årligen omkring 73 000 ton stärkelse från potatis. Som restprodukt får man bland annat ut en så kallad fruktsaft. Efter att ha extraherat protein ur fruktsaften indunstas denna i en fallfilmsindunstare med MVR-teknik (se Figur 11). Eftersom fruktsaften värmts upp till 75 grader i samband med proteinsyntesen behöver man inte tillföra någon större andel värme i samband med indunstningen. Indunstningen bidrar både till att koncentrera upp näringsämnen och generera en lagringsstabil gödselprodukt. Detta gödsel kallar man Lyckeby Organic och är certifierat för ekologiskt jordbruk. Årligen produceras omkring 9000 ton Lyckeby Organic. Hittills har produkten varit mycket populär och säljs till jordbrukare till en kostnad av 450 kr/ton exkl. transport (Lyckeby Stärkelse, 2018)

Figur 11. Fallfilmsindunstare hos Lyckeby Stärkelse. Foto: Alexander Betsholtz

I Tabell 8 summeras information kring indunstningen i Lyckeby. Inför processen pH-justeras fruktsaften till pH 5,2 med H_2SO_4 för att undvika kväveförluster samt för att minska problem med utfällningar. Dock har man idag problem med just utfällningar som kräver tvätt med syra och lut ungefär en gång i månaden. Indunstningen sker upp till en TS-halt på hela 37 %. Vid denna halt får man ut en sirapliknande och lagringsstabil gödselprodukt – Lyckeby Organic. Egenskaperna för Lyckeby Organic visas i Tabell 9 på nästa sida.

Tabell 8. Indunstningsparametrar Lyckeby Stärkelse (Biarsjö, 2018)

Substrat	Fruktsaft
Teknik	MVR, fallfilmsindunstare
Kapacitet	1000 m^3/dag
TS in	3 %
TS ut	37 %
VRF	Ca 9
Syra	H_2SO_4
pH justerat till	5,2
Energiförbrukning	-

Tabell 9. Egenskaper Lyckeby Organic

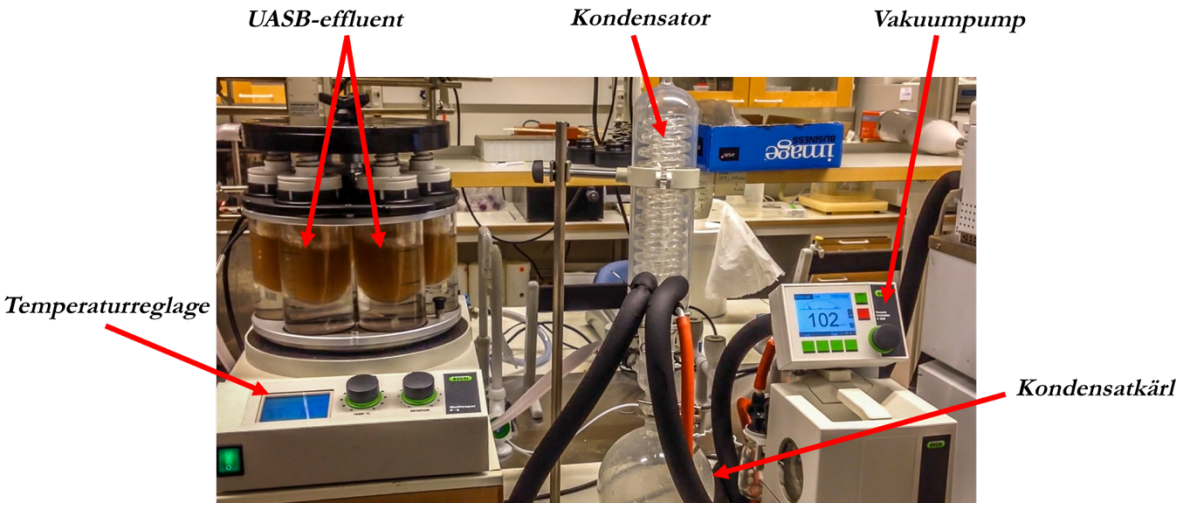
pH-värde	pH 5
TS	37 %
Totalkväve (N-tot)	18 kg/ton
Ammonium-kväve (NH_4-N)	5 kg/ton
Fosfor	3 kg/ton
Kalium	50 kg/ton
Magnesium	3 kg/ton
Svavel	6 kg/ton
Koppar	3-10 ppm
Kadmium	<0,1 ppm
Zink	35 ppm
Bor	10 ppm

5.8 Indunstningsförsök i labb

Försök med indunstning av UASB-effluent från Sneek utfördes i labb för att undersöka vilken pH-justering (och mängd syra) som behövs för att undvika förluster av kväve och fosforutfällningar vid olika volymreduktionsfaktorer (VRF). Det ungefärliga innehållet i UASB-effluenten är beskrivet i

Appendix A1 – Egenskaper hos UASB-effluent från Sneek.

Försöken utfördes med Buchi Multivapor P-6 (https://www.buchi.com/en) vid 65 °C och 100 mbar. Temperaturen valdes för att bättre kunna jämföra resultatet med den danska studie (Faxå et al., 2016) som tidigare gjorts på indunstning av rejektvatten. Trycket anpassades till 100 mbar för att ge en relativt snabb indunstning men samtidigt undvika kokning. Fördelen med Multivapor är att temperatur och tryck är lätt att kontrollera, samt att innehållet i 6 flaskor kan indunstas samtidigt. Nackdelen är att flaskorna max kan innehålla 150 ml vätska vilket begränsar volymreduktionsfaktorn som kan uppnås. Dessutom samlas allt kondensat i samma behållare, vilket gör att massbalanser för industningen endast kan baseras på det som finns kvar i flaskan (koncentratet). Indunstningsuppställningen i Multivapor visas i Figur 12 nedan.



Figur 12. Indunstning i labb med Multivapor. Foto: Alexander Betsholtz

Totalt tre industningsförsök utfördes med tre olika start-pH: pH 5, pH 6 och pH 7,5 (icke pH-justerat) och med totalt 15 flaskor som drevs till olika VRF. Försöksmetoden är utförligt beskriven i Appendix A3 – Detaljerad beskrivning av indunstningsförsök.

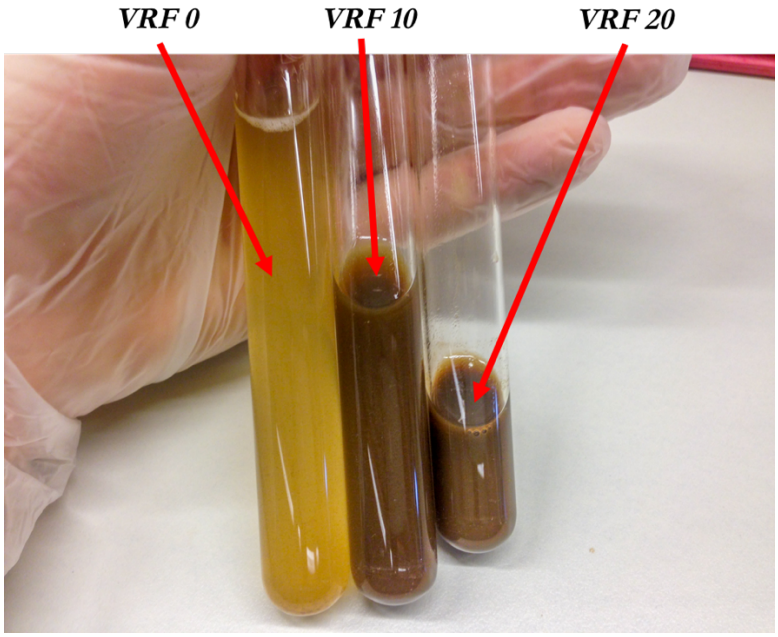
5.8.1 Resultat

Tabell 10 visar pH före och efter indunstning. Intressant att notera är att pH stiger under indunstningen när pH inte justerats med H_2SO_4, men att pH sjunker under indunstningen om pH justerats till pH 6,0 eller 5,0 före indunstningen. Denna sänkning av pH bör sannolikt hjälpa till att behålla kvävet i vätskan under indunstningen.

Tabell 10. pH värden före och efter indunstningsförsök

pH före indunstning	pH efter indunstning
7,5 (icke justerat)	9,4 (VRF 6,0)
6,0	5,11 (VRF 19)
5,0	4,65 (VRF 21,5)

I Figur 13 visas färgen på UASB-effluenten vid olika volymreduktionsfaktorer (VRF) mellan 0 och 20. VRF 0 motsvarar vätskan före indunstning. Även vid VRF är andelen suspenderade partiklar låg och vätskan är fortfarande mycket lättflytande.



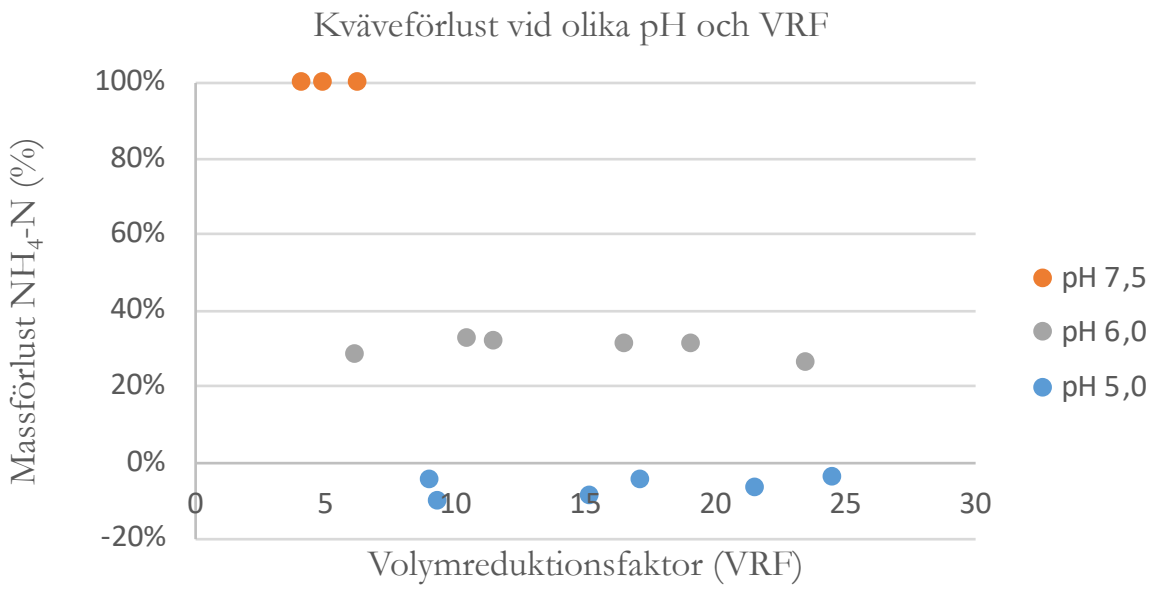
Figur 13. Färg på kondensatet från labbförsök med indunstning vid olika volymreduktionsfaktorer (VRF). Foto Alexander Betsholtz.

Kväveförlust

I Figur 14 nedan visas massförlusterna av NH_4-N vid olika initiala pH (före indunstning) och VRF. Resultatet visar att all ammonium avgår vid initialt pH på 7,5, att ca 30 % av kvävet förloras vid pH-justering till 6,0 före indunstning samt att majoriteten av kvävet kan behållas efter pH-justering till pH 5,0. Notera att massförlusterna vid pH 5,0 är något negativa, ett fel som troligtvis beror på mätosäkerhet i samband med att de indunstade proverna behövdes spädas upp till ca 250 gånger för att hamna inom analysintervallet. Samma fenomen uppstod även för analys av fosfor (se Figur 15).

Resultatet i Figur 14 oberoende av VRF upp till ca 25, något som kan förklaras genom att jämföra pH före och efter indunstning i Tabell 10. Även om en ökad koncentration kväve bör göra det allt svårare att behålla kvävet i lösningen

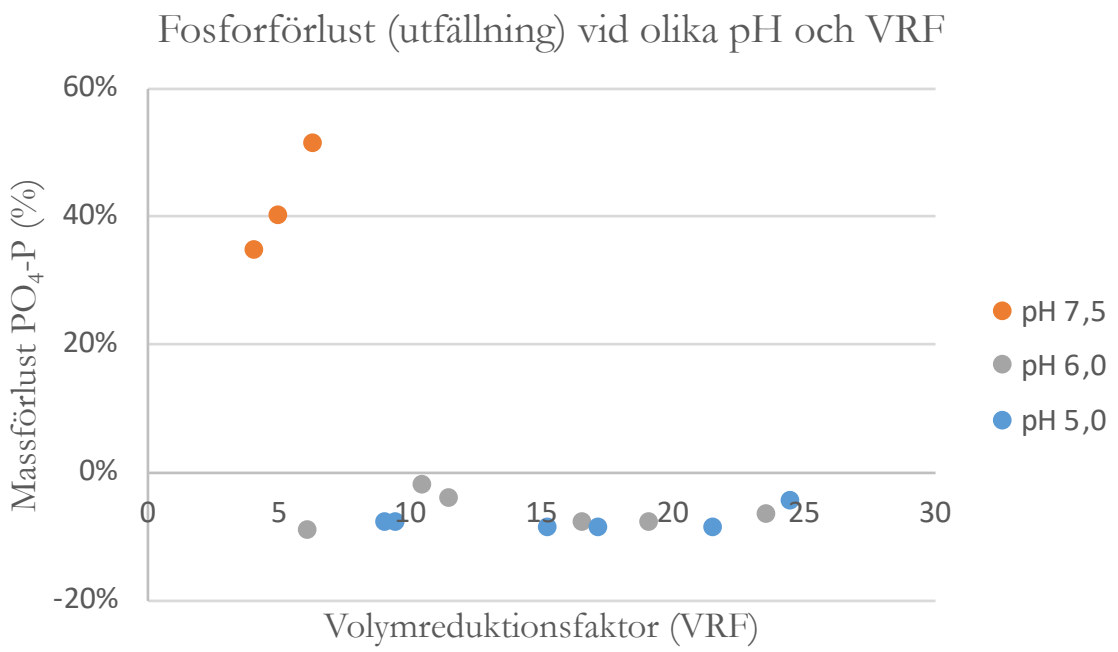
verkar denna avgång motverkas av den pH-sänkning som sker under indunstningen efter pH-justering till pH 5,0 och 6,0. Detta skulle också förklara varför förlusten inte ökar när VRF ökar från 6 till 20 för pH 6,0, då förlusten verkar ha skett innan vi nått en volymreduktionsfaktor på 5, men efter detta har pH sannolikt sjunkit tillräckligt för att förhindra en ytterligare avgång.



Figur 14. Kväveförlust under indunstning vid olika start-pH och volymreduktionsfaktorer (VRF).

Fosfor-förlust (utfällning)

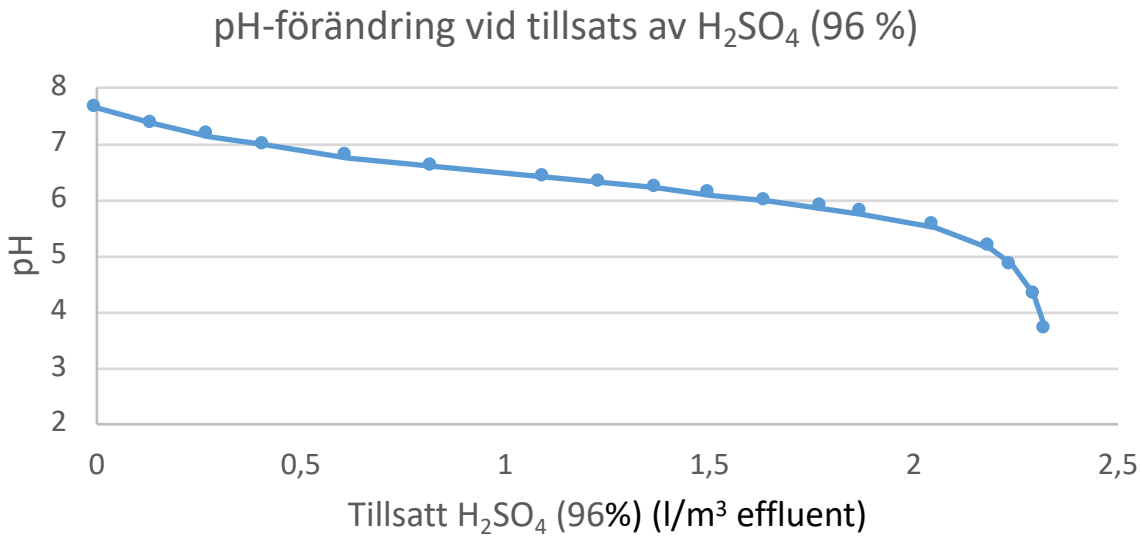
Massbalansen för PO_4-P-fosfor visas i Figur 15 nedan. Resultatet visar att i stort sett all fosfor kan behållas i jonform genom pH-justering till 5,0 eller 6,0 före indunstningen, medan en utfällning verkar ske om pH inte justeras (ses som massförlust i figur 14). Utan pH-justering ökade pH till 9,4 (Tabell 10) efter indunstning, vilken troligtvis gett en utfällning av struvit eftersom denna visat sig fälla ut som bäst vid pH omkring 9 (Miles and Ellis, 2001). Andra typer av utfällningar är också troliga, exempelvis i form av kaliciumsulfat, som visat sig orsaka problem vid indunstning av biogödsel (Ejlertsson, 2018).



Figur 15. Fosfor-förlust (utfällning) under indunstning vid olika start-pH och volymreduktionsfaktorer (VRF).

pH-justering

UASB-effluentens buffrande förmåga bestämdes genom titrering med 1 M HCl. Detta gav en bättre uppskattning av den buffrande kapaciteten jämfört med 96 % H_2SO_4 då den sistnämnda endast krävde några enstaka ml/liter effluent för att nå pH 5,0. Tillsatsen av 1 M HCl konverteras sedan till motsvarande mängd 96 % svavelsyra. Titreringskurva för denna visas i Figur 16 nedan.



Figur 16. Titreringskurva för UASB-effluent från Sneek

Den buffrande förmågan är i princip konstant i pH-intervallet 7,5-5,0. Vid pH <5,0 tappar vätskan sin buffrande förmåga och pH sjunker snabbt. Detta stämmer väl överens med det pH där karbonatsystemet tappar sin buffertkapacitet (Warfvinge, 2012). Således utgörs troligen en majoritet av den buffrande förmågan i vätskan av karbonatsystemet, vilket blir svårt att åtgärda. För att nå ett pH på omkring 5,0 (vilket är det ungefärliga pH vid vilken man undviker förlust av kväve) krävs en syratillsats på ca 2,2 liter 96 % H_2SO_4 per m^3 effluent, vilket morsvarar en tillsats av 22 ml 96 % H_2SO_4/pe/dag.

5.9 Kostnader

Kostnader för energiförbrukning och syratillsats har uppskattats utifrån den genomförda labbstudien samt kommunikation med industri och leverantörer. Resultatet presenteras i Tabell 11 och Tabell 12 nedan med kostnader för en anläggning som behandlar 24 m^3/dag (motsvarande 1000 källsorterande hushåll). Resultatet visas för två olika volymreduktionsfaktorer (VRF 20 och 40). Som referens presenteras kostnader (inkl. kapital, personal och underhåll) baserat på offert i Avfall Sverige (2018a) men anpassad till en VRF på 40. Vid beräkning antogs en pH justering till pH 5,0 med en tillsats av 4 kg 96 % H_2SO_4/m^3 effluent utifrån labbresultaten. Syrakostnaden antogs vara 4 SEK/kg. Elbehovet antogs vara 30 kWh/m^3 uppskattat från Runesson (2018) och elkostnaden 0,63 SEK/kWh. Förövrigt antogs, som tidigare beskrivet, en fullständigt eldriven indunstning med MVR-teknik, det vill säga med försumbara värmekostnader.

Tabell 11. Uppskattade årliga kostnader (kSEK/år) för indunstningsproccessen baserat på ett system för 1000 källsorterande hushåll.

Kostnader (kSEK/år)	VRF 20*	VRF 40*	VRF 40 med total kostnad baserat på Avfall Sverige (2018a)**
Syra	140	140	154
El	157	161	145
Värme	0	0	60
Kapital	-	-	419
Underhåll	-	-	111
Personal	-	-	51
Totalt	297	302	854

*Icke inkluderat kostnader för kapital, underhåll och personal
**Inkluderat kostnader för kapital, underhåll och personal

Tabell 12. Uppskattade relativa kostnader för indunstning baserat på ett system för 1000 källsorterande hushåll.

Kostnader	VRF 20*	VRF 40*	VRF 40 med total kostnad baserat på Avfall Sverige (2018a)**
Totalt per person (SEK/pe)	124	126	358
Totalt per m^3 kondensat (SEK/ m^3 kondensat)	35,7	35,3	110,0
Totalt per m^3 koncentrat (SEK/ m^3 koncentrat)	680	1380	3900
Kostnad per kg kväve (SEK/kg N)	34	34,4	98
Kostnad per kg fosfor (SEK/kg P)	340	344	975

*Icke inkluderat kostnader för kapital, underhåll och personal
**Inkluderat kostnader för kapital, underhåll och personal

Resultatet i Tabell 12 visar att kostnaden för att framställa 1 m^3 koncentrat är mellan 680 och 1380 SEK beroende på val av VRF om man ej räknar in kapital, underhåll och personal. Räknar man dessa kostnader kostar indunstningen uppåt 3900 SEK/m^3 koncentrat för VRF 40. Den extra kostnaden för en dubbel så hög VRF kompenseras med att vätskan innehåller dubbelt så hög halt näringsämnen. Detta illustreras om man ser till kostnaden per kg kväve eller fosfor, som är snarlik vid VRF 20 och VRF 40. Om man ser till transportkostnader (ej inräknat) blir dessa halverade vid en fördubblad VRF eftersom man bara behöver transportera en hälften så stor volym vätska.

Kostnaderna för indunstning kan jämföras med försäljningspriset på Lyckeby Organic (liknande egenskaper som för industad UASB-effluent med VRF 20) vilken säljs för 450 SEK/m^3. Om man jämför med kostnaderna för att återvinna kväve genom indunstning varierar de mellan 34-98 SEK/kg inkl./exkl. fasta kostnader (se Tabell 12 ovan) och en faktor 10 större för fosfor. Dessa siffror kan i sin tur jämföras med kostnader för att köpa in (producera) mineralgödsel som ligger omkring 11 SEK/kg för kväve och 16 SEK/kg för fosfor. Vi kan konstatera att kostnaden att "producera" återvunnen fosfor och kväve genom system indunstning är betydligt dyrare än att köpa in mineralgödsel. Samtidigt medför gödselproduktion från avloppsfraktioner andra miljönyttor och att det därför krävs en samhällsekonomisk studie för att väga dessa nyttor mot det extra

kostnaderna som en näringsåtervinning innebär och kunna sätta detta i relation till olika tekniska system.

5.10 Jämförelse syrajustering – nitrifikation

Nitrifikation har övervägts som ett alternativ till syrajustering före indunstningen. Nitrifikation kan jämföras med syratillsats eftersom nitrifikation, liksom syrajustering, förhindrar kväveförluster vid indunstningen. Vid nitrifikation konverteras ammonium till nitrat, och det finns därmed inte längre någon risk för att kvävet förloras som ammoniak vid indunstningen.

Ett minimalt luftningsbehov på omkring 24 kWh/pe/år beräknades utifrån luftningsbehovet för endast nitrifikation (ej inkluderat luftning som går åt till tillväxt och överlevnad av bakterierna). Detta gjordes genom att anta ett syrebehov på 4,57 g O_2/g N_{ox} (Tchobanoglous et al., 2003b) samt en luftningseffektivitet på 0,7 kg O_2/kWh (låg slamålder baserat på den höga temperaturen på UASB-effluenten) (Henze et al., 2008). En bättre uppskattning kan göras med data från Udert och Wächter (2012) som beräknat energiåtgången för ett småskaligt MBBR (moving bed biofilm reactor)-system för nitrifikation av urin till 8,9 W/pe, vilket motsvarar en energiåtgång på 78kWh/pe/år. Denna siffra är förmodligen i underkant med tanke på att UASB-effluenten även innehåller ett visst (om än litet) kväve-bidrag från matavfall.

Kostnaderna för luftning baserade på ovanstående antaganden presenteras tillsammans med kostnaden för syrajustering i Tabell 13 nedan. Vid beräkning av elkostnader antogs en elkostnad på 0,63 SEK/kWh.

Tabell 13. Uppskattade kostnader för nitrifikation och syrajustering.

	Kostnad (SEK/pe/år)
Minsta teoretiska luftningsbehov för nitrifikation i aktiv slam	15
Nitrifikation MBBR, baserat på (Udert and Wächter, 2012)	49
Syrajustering (H_2SO_4)	58

Som vi kan se är kostnaderna för syrajustering och nitrifikation i samma storleksområde. Om man ser till implementeringen bör syrajusteringen vara en betydligt enklare och kompaktare process jämfört med nitrifikation i MBBR. Å andra sidan slipper man vid genom nitrifikation hantering av koncentrerad svavelsyra och undviker dessutom en medförd miljöpåverkan från svavelsyraproduktionen. Dessutom är nitrifikation ett intressant alterantiv om man hittar ett biokol med hög adsorptionskapacitet för NO_3^- och PO_4^{3-} som i så

fall skulle kunna användas som separationsprocess efter nitrifikation och indunstning. Man skall dock komma ihåg att även om nitrifikation kan förhindra förlust av kväve kan det fortfarande uppstå problem med utfällningar, även om pH-sänkingen som nitrifikationsprocessen medför bör hjälpa till att förhindra dessa till viss grad. I framtida studier kan man med fördel ha nitrifikation i åtanke, särskilt om man vill undvika användning av starka syror.

5.11 Indunstning och biokolsadsorption

Från biokolsstudien kunde vi konstatera att biokol från Högdalen har så låg adsorptionskapacitet att det inte lämpar sig för adsorption av näringsämnen i lösning. Dock är det så att biokolet fortfarande kan användas för att adsorbera näringsämnen tillsammans med vätska, eftersom biokol är bra på att suga upp och hålla vatten. Här blir det alltså en fråga om en adsorption av näringsämnen med vätska, snarare än en selektiv adsorption av näringsämnen. Detta betyder att det kan vara aktuellt att använda biokol för att adsorbera koncentratet från indunstningen. För att bestämma hur mycket vätska (och näringsämnen som finns i vätskan) som biokolet kan suga upp testades kolets vattenhållande kapacitet i labb.

Biokol vägdes upp och dränktes i en känd massa kranvatten (som väl täckte biokolet). Biokolet fick stå i vätskan i två timmar varpå vattnet silades av och vägdes. Skillnaden i vätskevikt gav således adsorptionsförmågan. I dagsläget levereras biokolet med en vätskehalt på ca 50 %. Detta beror på att kolet behöver kylas av innan det doseras i de säckar där kolets placeras direkt efter pyrolysen.

Labbtestet visade att biokolet (som levererat) kan suga upp vätska motsvarande ytterligare 75 % av sin egen vikt. Massförhållandena mellan torrt, fuktigt (som levererat) och blött kol beskrivs i Tabell 14 nedan.

Tabell 14. Massförhållande mellan biokol och vätska, baserat på torkat och fuktigt (som levererat) biokol från Stockholm.

	Massförhållande
Biokol torkat : Vätska	1 : 2,5
Biokol fuktigt (som levererat) : Vätska	1 : 0,75

För att adsorbera all vätska som genereras krävs det då att vi använder ca 1,3 kg biokol per liter effluent om vi antar en densitet på 1 kg/L för UASB-effuenten. Om kolet inte hade behövts kylas av utan kunde bevarats torrt hade ner till 0,4 kg biokol per liter effluent räckt för adsorption av vätskan. Därintill hade kolet

fått ett högre innehåll av näringsämnen. En möjlig lösning hade varit att kyla biokolet direkt med den indunstade fraktioner, även om man då måste hålla i åtanke en potentiell förlust av kväve till följd av temperaturhöjningen.

I Tabell 15 nedan illustreras mängden biokol som behöver användas per dag för att adsorbera all vätska som genereras beroende på volymreduktionsfaktorn vid indunstningen. I tillägg anges koncentrationen kväve och fosfor om vi bortser från eventuella förluster vid laddningen. Mängderna baseras på ett källsorterande system med 1000 hushåll.

Tabell 15. Massor biokol (som levererat)/torkat som krävs för att adsorpbera det genererade koncentratet från 1000 källsorterande hushåll med System Indunstning, samt det laddade kolets motsvarande koncentration näringsämnen.

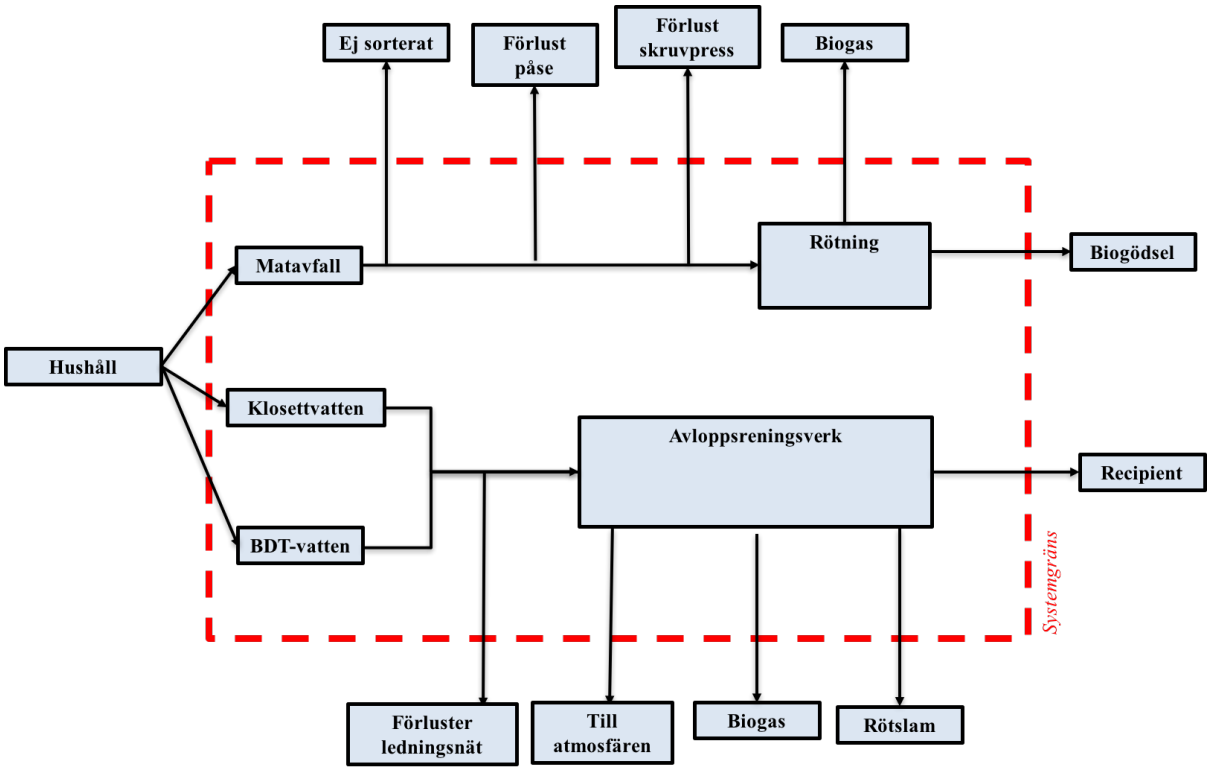
VRF	0	10	20	30	40
Volym koncentrat (m^3/dag)	24,0	2,4	1,2	0,8	0,6
Fuktigt kol (som levererat)					
Massa (ton/dag)	32,0	3,2	1,6	1,1	0,8
kg N/ton kol	0,8	7,5	15,0	22,5	30,0
kg P/ton kol	0,1	0,8	1,5	2,3	3,0
Torkat kol					
Massa (ton/dag)	9,6	0,96	0,48	0,32	0,24
kg N/ton kol	2,5	25	50	75	100
kg P/ton kol	0,25	2,5	5	7,5	10

Om vi (liksom i avsnitt 4.3.3) jämför koncentrationen näringsämnen i biokolet med de 60-100 kg N/ton biokol som använts i Schmidt et al. (2017) ser vi att dessa koncentrationer endast kan uppnås med VRF på 80 med biokolet som det levereras idag men att en VRF omkring 25 räcker för att nå motsvarande koncentration vid användning av torkat biokol från högdalen.

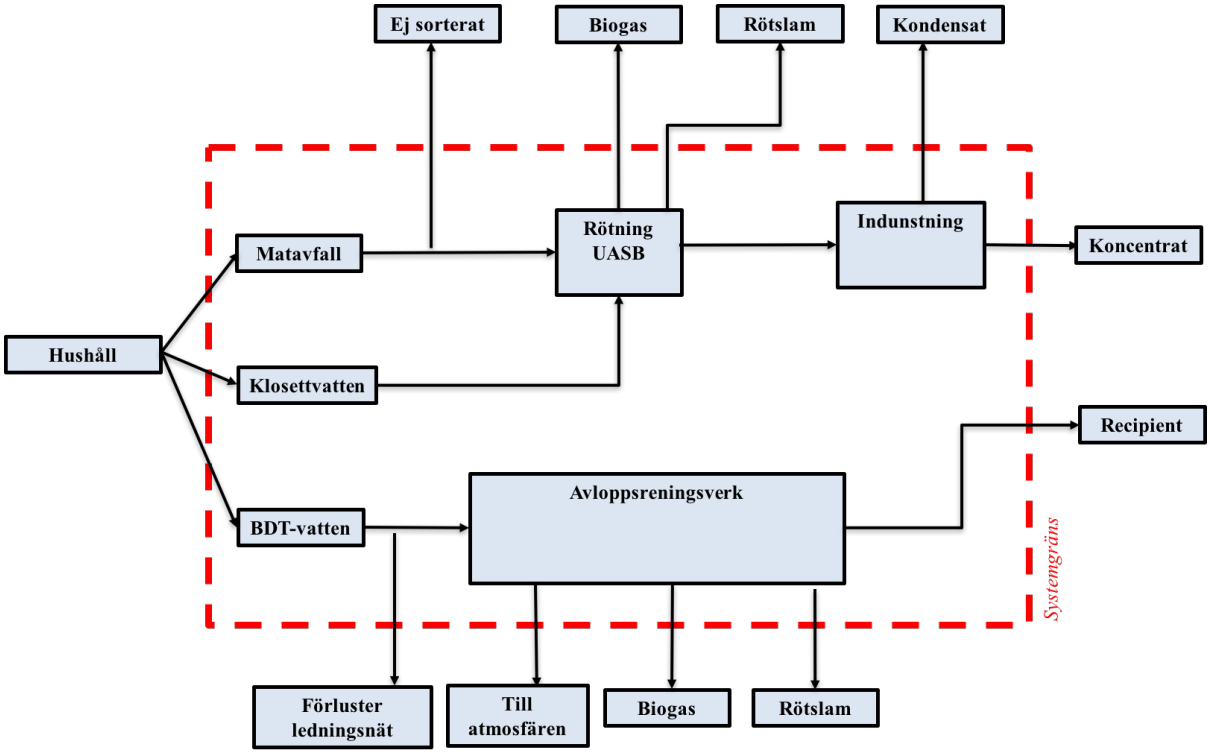
En viktig fråga om biokol används för att suga upp indunstad näringslösning är huruvida det är en risk att en stor del av ammonium-kvävet (NH_4^+) avgår som NH_3 till följd av den pH-ökning och potentiella adsorptionsinteraktioner som kan ske när näringslösningen blandas med biokol. Intressant är även att undersöka hur snabbt en sådan avgång sker, vilket är viktigt att veta för att välja ett lämpligt tillfälle att blanda biokolet och näringslösningen. Om det i framtida studier visar sig vara en stor förlust av kväve är detta ytterligare en motivering till att nitrifiera kvävet före indunstning.

6. Systemstudie

I detta kapitel presenteras näringsflöden och biogaspotential för *Referenssystemet* samt för *System Indunstning (som inkluderar ett källsorterande avloppssystem). System Adsorption* är inte inkluderat i systemstudien då resultat från adsorptionsförsöken (se kapitel 4) visade att biokolet från Högdalen inte lämpar sig att användas som separationsprocess på grund av dess låga adsorptionskapaciteter för ammonium och fosfat. I Figur 17 och Figur 18 nedan visas en överblick av flödena i *Referenssystemet* samt för *System Indunstning*. Viktigt att notera är att System Indunstning skiljer sig ifrån det i Figur 4, genom att kondensatet från indunstningsprocessen är markerat som en förlust (och inte går till avloppsreningsverket). Detta är baserat på antagande om att endast en liten del av näringen i UASB-effluenten hamnar i kondensatet vid indunstningsprocessen (då i form av kväve), och att majoriteten av detta kväve ändå förloras vid konventionell avloppsvattenrening. Detta antagande motiveras vidare i avsnitt 6.1.3.



Figur 17. Flöden och systemgränser inkluderade i Referenssystemet



Figur 18. Flöden och systemgränser inkluderade i System Indunstning

6.1 Antaganden

I denna sektion summeras de antaganden som gjorts för beräkningar av massflöden (massbalanser) för respektive system. Antagandena summeras i Tabell 16 (*Referenssystemet*) och Tabell 17 (*System Indunstning*).

6.1.1 Indata

Data för mängd genererad TS,VS,N-not och P-tot per person och dag är baserat på data från Jönsson et al. (2005).

6.1.2 Matavfall

Mängden utsorterat matavfall antogs till 50 % för både *Referenssystemet* och det källsorterande systemet (*System Indunstning*) baserat på Kjerstadius et al. (2015) och Kjerstadius et al. (2016). Det antogs vidare att 2 % av TS och VS förloras under lagring i påse enligt IVL (2015). Transportförlusterna i vakuumrören antogs vara försumbara (0 %) på grund av de korta avstånd mellan hushåll och behandling (rötkammare) som förväntas i Loudden.

Förluster i förbehandling av matavfall i skruvpress antogs till 20 % av TS och VS baserat på medelvärdet i Bernstad et al. (2013). Motsvarande värden för förluster av N-tot och P-tot finns inte i Bernstad et al. (2013). Dessa värden har istället beräknats utifrån det förhållandet mellan TS, VS, N-tot och P-tot som använts i

Kjerstadius et al. (2015). Förlusterna vid indunstning antas vara samma som för klosettvatten (se nedan).

6.1.3 Klosettvatten och BDT-vatten

Förluster av TS och VS i ledningsnätet för *Referenssystemet* antogs vara försumbara på grund av den korta sträckan från Loudden till Henriksdalsverket enligt resonemang i Kjerstadius et al. (2012). Likaså antogs det att inga förluster uppstår för BDT-vattnet som går till konventionell rening i *System Indunstning* eller för klosettvattnet som i *System Indunstning* transporteras tillsammans med matavfallet.

För *Referenssystemet* antogs samma förluster för både klosettvatten och BDT-vatten i avloppsreningsverket. Dessa värden är baserade på modellen för konventionell avloppsvattenrening i Kjerstadius et al. (2015) vilken är baserad på driftdata från Öresundsverket (Helsingborg).

För *System Indunstning* genomgår klosettvattnet ingen biologisk behandling före rötning. All massa går således direkt till rötning i UASB och inga förluster (0 %) uppstår före rötning. Labbförsöken i denna studie tyder på minimala förluster av kväve vid indunstningsprocessen. Dock mättes inte koncentrationer kväve i kondensatet på grund av metoden som användes vid labbförsöket (se avsnitt 5.8). Vid Scandinavian Biogas har man omkring 50-90 mg NH_4^+-N/L i kondensatet (Ejlertsson, 2018). Om man antar samma mängd kväve i kondensatet i vår process (vid VRF 20) motsvarar detta en kväveförlust på omkring 5-9 %. Eftersom vi justerat pH till lägre pH-värde än vad som görs i Scandinavian Biogas process antas en kväveförlust till kondensatet på 5 % i denna rapport. Då det inte finns någon data på fosfor-förluster (genom utfällning) antogs det i beräkningar att 0 % av fosforn fäller ut baserat på resultatet från labbstudien. Det antogs vidare att inga förluster av TS och VS till kondensatet sker i indunstningsprocessen då endast en liten del lättflyktiga fettsyror förväntas avgå tillsammans med kondensatet. Eftersom andelen näringsämnen är låg i kondensatet antas det för enkelhetens skull att 100 % av näringsämnena i kondensatet som går till avloppsreningsverket förloras i reningsprocessen. Detta antagande anses rimligt då det är framförallt kväve som går till kondensatet och då majoriteten av kvävet ändå förloras till atmosfären eller effluenten i den konventionella reningen (se Tabell 16). Vidare bidrar detta antagande till att inte överskatta återvinningen i *System Indunstning*.

6.1.4 Biogaspotential

Antaganden för biogaspotential för *Referenssystemet* och det *System Indunstning* är baserade på data från Kjerstadius et al. (2012) för matavfall och

klosettvatten samt på Kjerstadius et al. (2015) för BDT-vatten. För BDT-vatten är biogaspotentialen baserad på COD istället för VS. Värt att notera är också den ökade utrötningsgraden som antas för samrötning av klosettvatten och nedmalet matavfall jämfört med separat rötning i CSTR.

Tabell 16. Antaganden för Referenssystemet

Matavfall	**TS**	**VS**	**N-tot**	**P-tot**	**Referens**
Genererat (g/pe/dag)	68,2	58	1,57	0,3	(Jönsson et al., 2005b)
Utsorterat	50%	50%	50%	50%	Baserat på (Kjerstadius et al., 2016)
Förluster insamling	2%	2%	0%	0%	Antagna förluster (VS och TS) i påse under lagring. Baserat på (IVL, 2015)
Förluster förbehandling (skruvpress)	20%	20%	29,7%	15,1%	VS och TS enligt (Bernstad et al., 2013b). Antaget samma fördelning mellan TS, VS, N-tot och P-tot som i (Kjerstadius et al., 2015)
Till biogas i CSTR	65%	77%	0%	0%	(Kjerstadius et al., 2012b)
Metanproduktion	510 NL CH_4/kg VSred				(Kjerstadius et al., 2012b)
Klosettvatten	**TS**	**VS**	**N-tot**	**P-tot**	
Genererat (g/pe/dag)	73,1	53,8	12,5	1,4	(Jönsson et al., 2005b) & (Kjerstadius et al., 2016)
Förluster ledningsnät	0%	0%	0%	0%	Antaget 0% baserat på resonemang i (Kjerstadius et al., 2012b)
Till primärslam	23%	23%	10%	90%	(Kjerstadius et al., 2015)
Till atmosfären i aktivslam-processen (% av ingående till processen)	40%	40%	60%	0%	(Kjerstadius et al., 2015)
Till rötslam i aktivslam-processen (% av ingående till processen)	47%	47%	18,5%	50%	(Kjerstadius et al., 2015)

Till biogas i CSTR	41,2%	56%	0%	0%	Kjerstadius, Davidsson and la Cour Jansen, 2012)
Till biogas i CSTR	520 NL CH_4/kg VSred				Kjerstadius, Davidsson and la Cour Jansen, 2012)
BDT-vatten	**TS**	**COD**	**N-tot**	**P-tot**	
Genererat (g/pe/dag)	54,5	48	1,18	0,52	Jönsson (2005)
Förluster ledningsnät	0%	0%	0%	0%	Samma antaganden som för klosettvatten
Till primärslam	23%	23%	10%	90%	Samma antaganden som för klosettvatten
Till atmosfären i aktivslam-processen processen (% av ingående till processen)	40%	40%	60%	0%	Samma antaganden som för klosettvatten
Till rötslam i aktivslam-processen processen (% av ingående till processen)	47%	47%	18,5%	50%	Beräknat på (Kjerstadius et al., 2015)
Till biogas i CSTR	41,2%	56%	0%	0%	(Kjerstadius et al., 2015)
Metanproduktion	350 NL CH_4/kg CODred				(Kjerstadius et al., 2015)

Tabell 17. Antaganden för System Indunstning

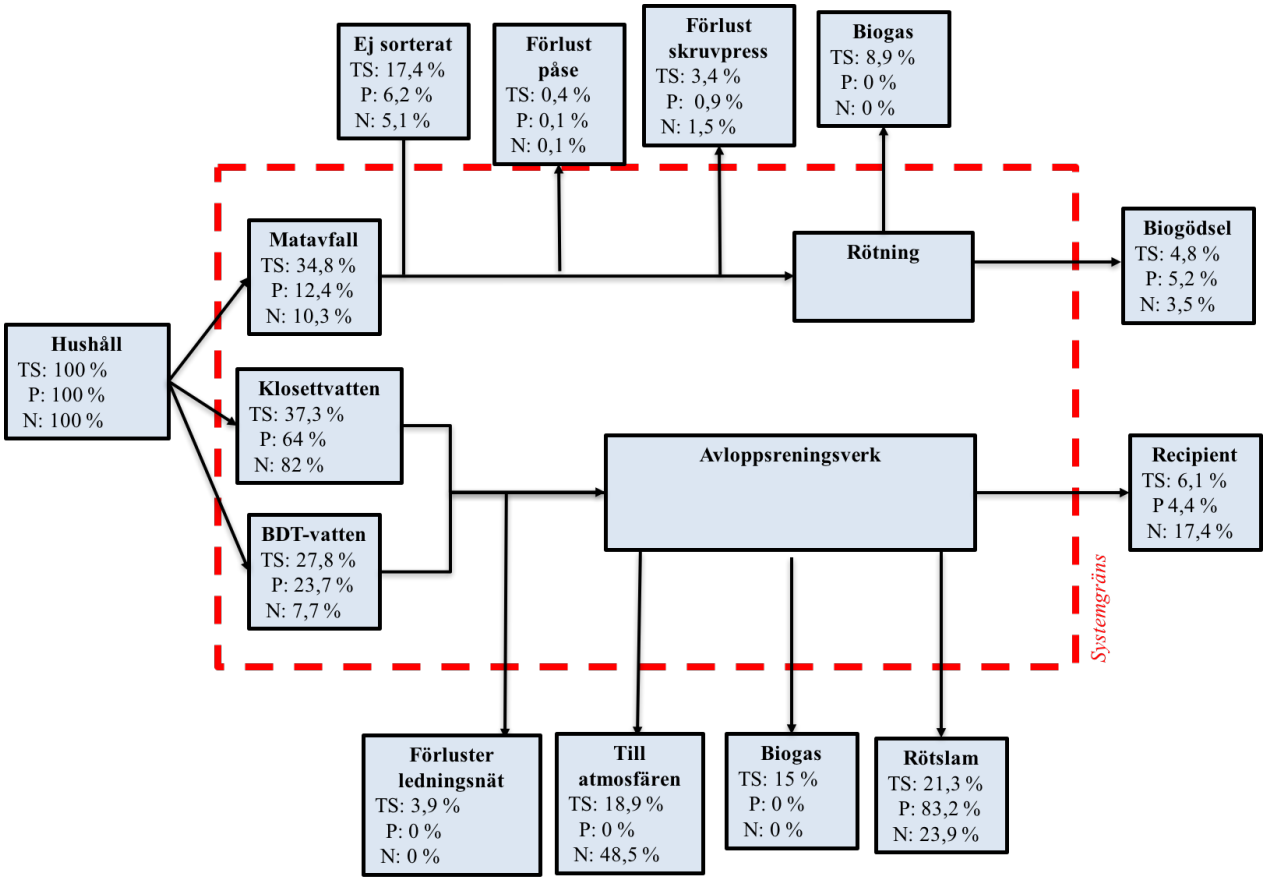
Matavfall	**TS**	**VS**	**N-tot**	**P-tot**	**Referens**
Genererat (g/pe/dag)	68,2	58	1,57	0,3	(Jönsson et al., 2005b)
Sorterat	50%	50%	50%	50%	(Kjerstadius et al., 2016)
Förluster transport vakuumrör	0%	0%	0%	0%	Inga förluster pga. låg uppehållstid i vakuumnätet.
Förluster förbehandling	0%	0%	0%	0%	Ingen förbehandling, rötas direkt enl. (Kjerstadius et al., 2016).
Till Biogas i UASB	72%	85%	0%	0%	(Kjerstadius et al., 2015)
Metanproduktion	510 NL CH_4/kg VSred				Kjerstadius, Davidsson and la Cour Jansen, 2012)

Till Slam (% av utgående/efter rötning).	85%	85%	5%	10%	(Kjerstadius et al., 2015)
Förlust till koncentrat/utfällning vid indunstning	0%	0%	5%	0%	Baserat på labbförsök i denna studie samt (Ejlertsson, 2018)
Klosettvatten	**TS**	**VS**	**N-tot**	**P-tot**	
Genererat (g/pe/dag)	73,1	53,8	12,5	1,4	(Jönsson et al., 2005b)
Förluster transport vakuumrör	0%	0%	0%	0%	Antaget inga förluster pga. låg uppehållstid i vakuumledningar.
Till biogas i UASB	48%	65%	0%	0%	(Kjerstadius et al., 2015)
Metanproduktion	520 NL CH_4/kg VSred				
Förlust till kondensat/utfällning vid indunstning	0%	0%	5%	0%	Baserat på labbförsök i denna studie samt (Ejlertsson, 2018)
Förlust av ämnen i kondensat som går till reningsverk.	100%	100%	100%	100%	Baserat på resonemang i avsnitt 6.1.3.
BDT-vatten	**TS**	**COD**	**N-tot**	**P-tot**	
Genererat (g/pe/dag)	54,5	48	1,18	0,52	(Jönsson et al., 2005b)
Förluster ledningsnät	0%	0%	0%	0%	Samma antaganden som för klosettvatten i *Referenssystemet.*
Till primärslam	23%	23%	10%	90%	Samma antaganden som för klosettvatten i *Referenssystemet*.
Till atmosfären i aktivslam-processen processen (% av ingående till processen)	40%	40%	60%	0%	Samma antaganden som för klosettvatten i *Referenssystemet.*
Till rötslam i aktivslam-processen processen (% av ingående till processen)	47%	47%	18,5%	50%	Baserat på (Kjerstadius et al., 2015).
Till biogas i CSTR	41,2%	56%	0%	0%	(Kjerstadius et al., 2015)
Metanproduktion	350 NL CH_4/kg CODred				(Kjerstadius et al., 2015)

6.2 Massflöden

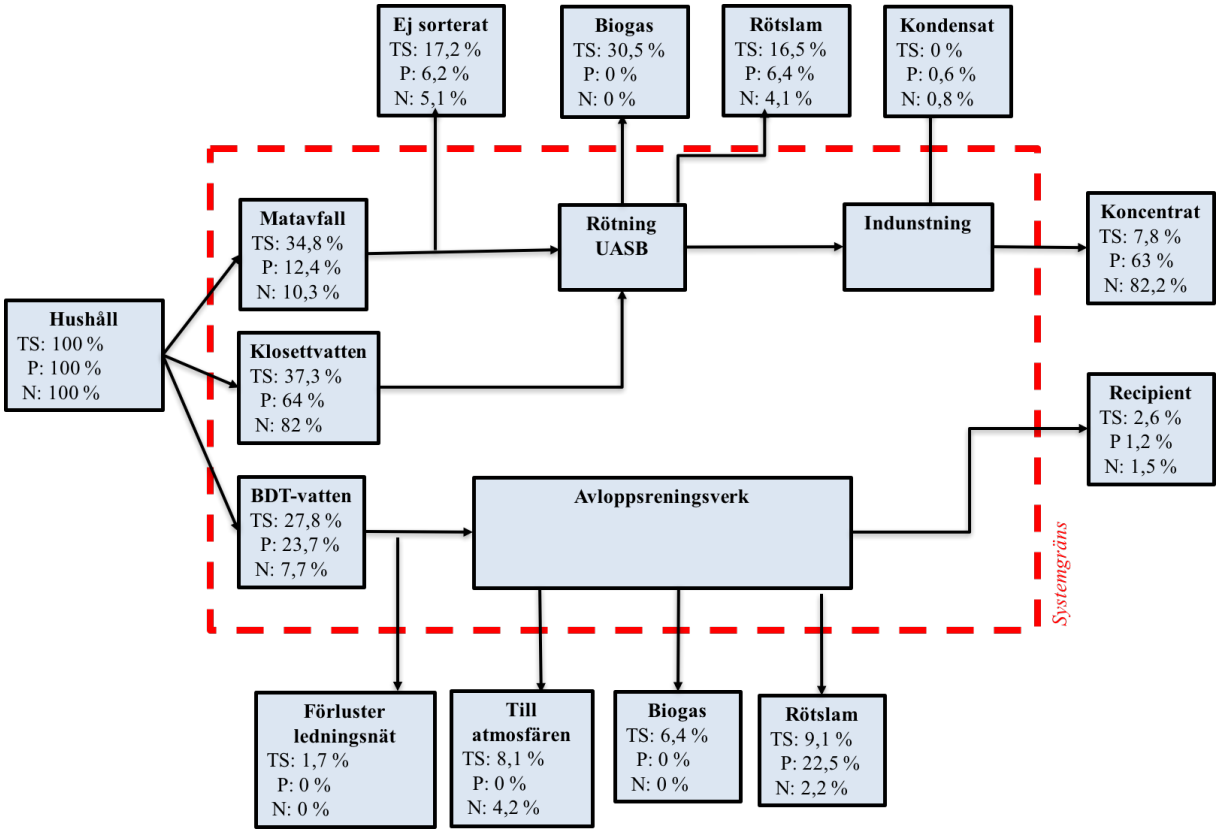
Massbalanserna för *Referenssystemet* och *System Indunstning* presenteras i Figur 19 respektive Figur 20 nedan. För *Referenssystemet* förloras en stor del av kvävet (48,5 %) till atmosfären som kvävgas genom nitrifikation-denitrifikation i aktivslamprocessen samt 17,4 % av kvävet till recipienten. En stor del av kvävet (23,9 %) hamnar också i rötslammet tillsammans med majoriteten (83,2 %) av fosforn.

I dagsläget fraktas allt avvattnat rötslam från Henriksdal till Bolidens gruva i Aitik för efterbehandling av markområden och sandmagasin (Stockholm Vatten och Avfall, 2018). Således återvinnes inget av näringsämnena i rötslammet i dagsläget och näringsåtervinningen för *Referenssystemet* är därför endast de 5.2 % av fosforn och 3,5 % av kvävet som återfinns i biogödslet.



Figur 19. Massbalanser för Referenssystemet

För *System Indunstning* går endast det näringsfattiga BDT-vattnet till konventionell vattenrening vilket gör att förlusterna till atmosfären och till rötslammet blir relativt små. Majoriteten av kvävet (82,2 %) och fosforn (63 %) hamnar istället i koncentratet medan en relativt liten andel av näringsämnena (6,4 % av N och 4,1 % av P) hamnar i rötslammet från UASB.



Figur 20. Massbalanser för System Indunstning

6.3 Biogaspotential

Biogaspotentialen för de två systemen visas i Tabell 18 nedan. Den totala biogasproduktionen blir högre för *System Indunstning* vilket till största delen beror på mindre förluster till atmosfären i samband med behandlingen, men även till viss del beror på mindre förluster vid transport och förbehandling av matavfallet. I tillägg förväntas en något högre grad av utrötning av klosettvattnet i UASB-rötkammaren i *System Indunstning* jämfört med rötningen i *Referenssystemet* (Kjerstadius et al. 2012; Kjerstadius et al. 2015).

Tabell 18. Biogaspotentialen för Referenssystemet och källsorterande systemet.

	Referenssystemet	System Indunstning
Matavfall (Nm^3/pe/år)	3,3	4,6
Klosettvatten (Nm^3/pe/år)	3,0	6,6
BDT-vatten (Nm^3/pe/år)	1,8	1,8
Totalt (Nm^3/pe/år)	8,1	13

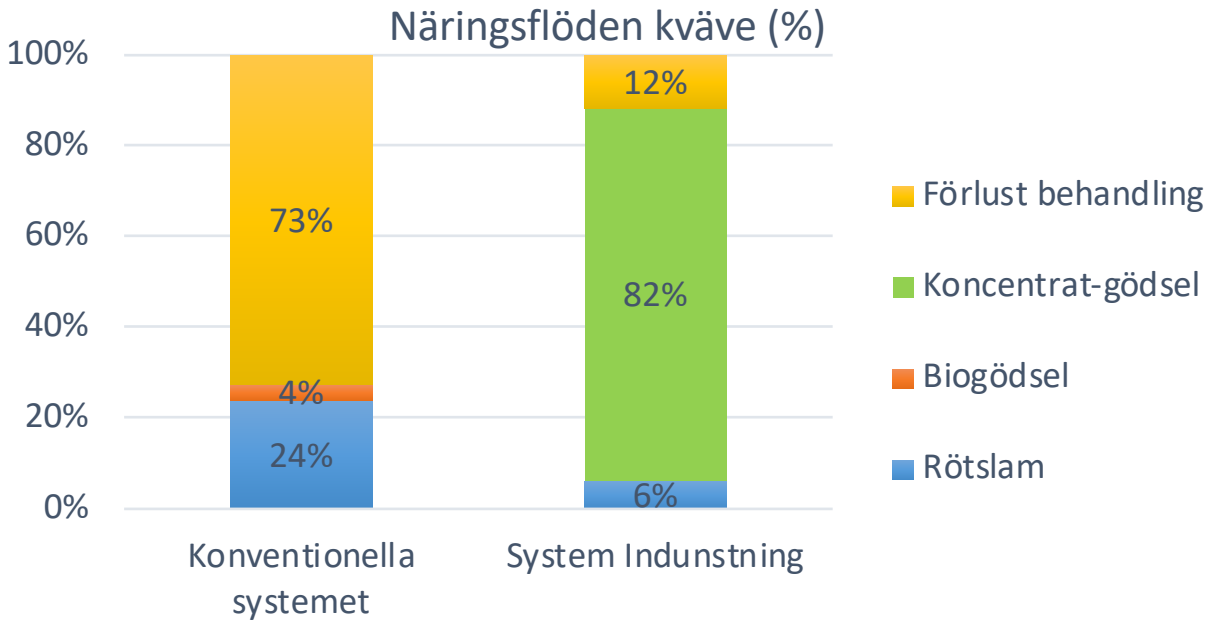
6.4 Näringsflöden

I Tabell 19 summeras näringsflödena (g/pe/år) för *Referenssystemet* och *System Indunstning*. För *Referenssystemet* återförs endast 197 g N-tot och 41 g P-tot per person och år via biogödselproduktionen eftersom allt rötslam går till Bolidens gruva i Aitik (Stockholm Vatten och Avfall, 2018). I kontrast återvinns 4574 g N-tot och 505 g P-tot per person och år för *System Indunstning.* Därutöver finns ytterligare potential för näringsåtervinning i slammet från UASB-rötkammaren, framförallt eftersom denna bör vara av högre kvalité jämfört med rötslam från konventionell rening eftersom det källsorterande system inte tar emot dagvatten eller industrivatten som bidrar till att halten tungmetaller i slammet blir högre (Kjerstadius et al., 2015). För *Referenssystemet* finns det potential i att återvinna fosfor ur rötslammet medan majoriteten av kvävet går förlorat som kvävgas genom nitrifikation-denitrifikation.

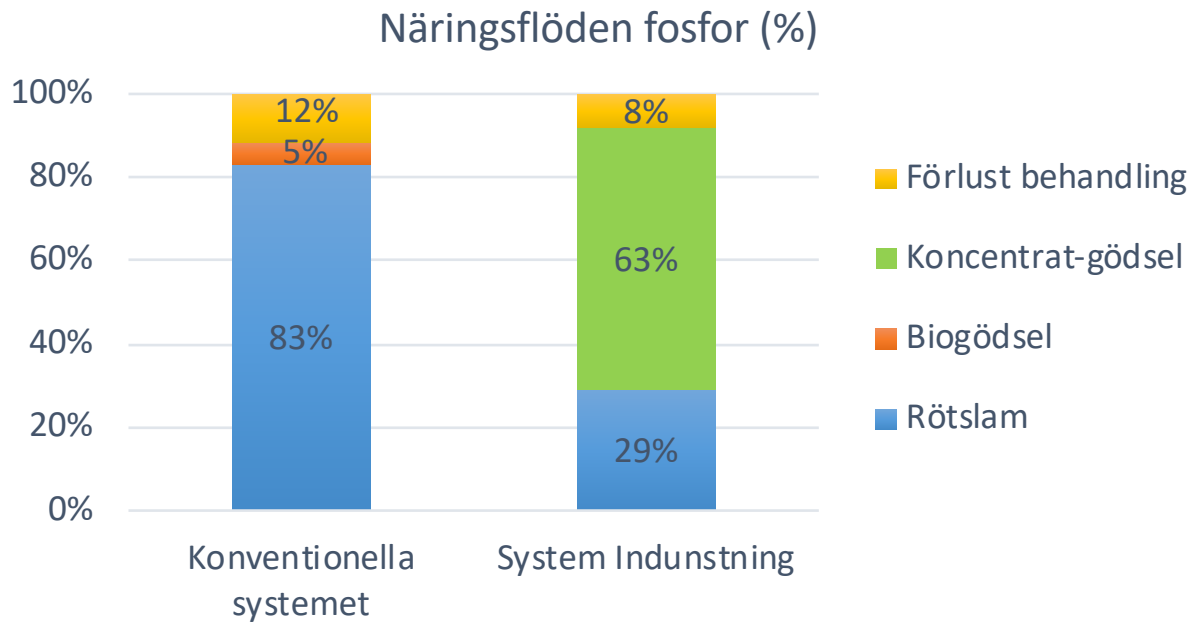
Tabell 19. Näringsflöden (g/pe/år) för de två systemen.

	Referenssystemet	System Indunstning
Rötslam		
N-tot	1 331	343 (varav 228 från UASB)
P-tot	666	231 (varav 51 från UASB)
Biogödsel		
N-tot	197	0
P-tot	41	0
Koncentrat-gödsel		
N-tot	0	4 574
P-tot	0	505
Förluster behandling		
N-tot	4 038	648
P-tot	93	64

I Figur 21 och Figur 22 visas de procentuella flödena av kväve respektive fosfor för systemen. I *System Indunstning* återvinns 82 % av kvävet och 63 % av fosforn via koncentrat-gödslet. I *Referenssystemet* återvinns å andra sidan endast 4 % av kvävet och 5 % av fosforn (via biogödsel). Hade man tillåtit en återförsel av rötslammet till jordbruksmark hade motsvarande siffror varit 88 % kväve och 92 % fosfor för *System Indunstning* och 28 % och 88 % fosfor för *Referenssystemet.* Detta visar att även om man hade tillåtit en återförsel av rötslam till jordbruksmark så hade majoriteten (73 %) av kvävet förlorats på grund av den konventionella reningsmetoden (nitrifikation-denitrifikation) som används för att ta bort kväve i alla större reningsverk.



Figur 21. Flöden av totalkväve (N-tot) inom Referenssystemet och källsorterande systemet



Figur 22. Flöden av totalfosfor (P-tot) inom Referenssystemet och källsorterande systemet

7. Energiåtgång, biogasproduktion och kemikalieförbrukning

En kortare jämförelse gjordes mellan systemen gällande energiförbrukning (el och fjärrvärme) och biogasproduktionen (i motsvarande kWh) och presenteras i Tabell 20Tabell 20 nedan. Uppskattningar av el-och fjärrvärmeförbrukning för *Referenssystemet* gjordes utifrån tidigare beräkningar av Kjerstadius et al. (2016). Även för *System Indunstning* har energiåtgången för UASB-systemet (utan efterföljande behandling) tagits från Kjerstadius et al. (2016). Till det har energiförbrukning för indunstningssystemet adderats, motsvarande en elförbrukning på 103 kWh/pe/år (med samma antaganden för indunstning som anges i kapitel 5.9) Som referens presenteras även siffror från Henriksdal för 2017 (Stockholm Vatten och Avfall, 2018). Värt att notera är den höga fjärrvärmeförbrukningen (86 kWh/pe/år) i *System Indunstning* vilken är till följd av uppvärmning av UASB'n till 35°C. För beräkning av biogasproduktionen antogs 9,67 kWh/Nm^3 CH_4 samt 6,5 kWh/Nm^3 rötgas (Petersson, 2011).

När det gäller skillnader mellan uppmätta värden vid Henriksdal 2017 och referenssystemet är det framför allt biogasproduktionen som skiljer sig åt. Majoriteten av denna skillnad beror sannolikt på den externa mängd organiskt material (54390 ton), framför allt fettavskiljarslam, som tillsattes till rötkammaren i Henriksdal 2017 (Stockholm Vatten och Avfall, 2018). Noterbart är dock även de skillnader is TS/SS som visas i Tabell 22 och diskuteras i samband med näringsflöden i reningsverken Henriksdal och motsvarande rening i *Referenssystemet*.Tabell 22

Tabell 20. Energi-och kemikaliekonsumtion för Referenssystemet, indunstningssystemet samt värden för Henriksdal 2017.

	Henriksdal 2017	Referenssystemet	System Indunstning
Energi			
Elförbrukning (kWh/pe/år)	44	40	111 (varav 103 till indunstning)
Fjärrvärmeförbrukning (kWh/pe/år)	36	49	86
Biogasproduktion (kWh/pe/år)	139	84	128

I Tabell 21 presenteras kemikaliekostnaderna för Henriksdal 2017 samt för *System Indunstning.* Kemikaliekostnader för *Referenssystemet* har inte beräknats i denna rapport men bör vara i liknande storleksordning som i Henriksdal på grund av processernas likheter. Då Henriksdal har en något högre avskiljning av fosfor är det dock troligt att en något högre andel

fällningskemikalier används. Kemikaliekostnaden för *System Indunstning* beräknades genom att anta en kemikaliekonsumtion på 14,6 kg 96% H_2SO_4/pe/år samt en syrakostnad på 4 SEK/96%H_2SO_4. Resultatet visar att System Indunstning kräver omkring 4 gånger högre kemikaliekostnader jämfört konventionell rening.

Tabell 21. Kemikaliekostnader för Henriksdal 2017 i relation till System Indunstning

	Henriksdal 2017	Referenssystemet	System Indunstning
Kostnader kemikalieanvändning (SEK/pe/år)	13,3	Ej beräknat	58,4

7.1 Jämförelse Henriksdal - Referenssystemet

För att få en uppfattning om skillnader mellan avloppsreningen i Henriksdal och i *Referenssystemet* jämförs i Tabell 22 värden för N-tot, P-tot och SS/TS (SS för Henriksdal och TS för *Referenssystemet*) för (i) Inkommande vatten till avloppsreningsverk (AVR), (ii) Utgående vatten från AVR samt (iii) andelen till rötslam. Tabellen jämför både absoluta värden och andelen av inkommande flöde (%) som går till recipient respektive rötslam. Tabellen visar att värdena generellt stämmer bra överens för kväve och fosfor men mindre bra för för SS/TS (orangemarkerade). Att inkommande SS för Henriksdal 2017 är så mycket lägre än inkommande TS för referenssystemet är anmärkningsvärt med tanke på att biogasproduktionen i Henriksdal var uppemot 139 kWh/pe/år jämfört med referenssystemets 79,5 kWh/pe/år, se (Tabell 20). Oklart är huruvida den externa tillsatsen material till rötkammaren (54390 ton av mestadels fettavskiljarslam (Stockholm Vatten och Avfall, 2018)) kan täcka större delen av denna skillnad.

Slutligen kan vi i alla fall konstatera att resultatet som redovisats gällande näringsflöden och biogaspotential inte påverkas till något större grad eftersom TS/SS inte direkt påverkar resultatet såsom kväve, fosfor och VS. Dock är detta en extra påminnelse om att studien i främsta hand syftar till att jämföra två hypotetiska system och att de absoluta värdena därför skall användas med försiktighet.

Tabell 22. Jämförelse mellan näringsflöden i avloppsreningsverket (ARV) Henriksdal (år 2017) (Stockholm Vatten och Avfall, 2018) *och avloppsreningsverket i Referenssystemet. Orangemarkerade värden stämmer dåligt mellan Henriksdal 2017 och Referenssystemet .*

	Henriksdal 2017*		Referenssystemet	
Inkommande till ARV	(g/pe/dag)	% av inkommande	(g/pe/dag)	% av inkommande
N-tot	4632	100	4993	100
P-tot	632	100	701	100
SS/TS	33684	100	46574	100
Utgående (g/pe/år)				
N-tot	1032	22	966	19
P-tot	22	4	35	5
SS/TS	463	1	2152	5
Till rötslam (g/pe/år)				
N-tot	1053	23	1331	27
P-tot	611	97	666	95
SS/TS	18947	56	16207	35
***(Stockholm Vatten och Avfall, 2018)**				

7.2 Slutkommentar systemstudien

I Tabell 11 sammanfattas energikostnader, energiproduktion och näringsåtervinning för de två systemen. Vi kan konstatera att *System Indunstning* kräver omkring 3 gånger så mycket elektricitet, 2 gånger så mycket fjärrvärme och en högre kemikaliekonsumption jämfört med *Referenssystemet* (om man väljer syrajustering framför nitrifikation). För att implementera ett sådant system krävs dessutom att man bygger ett extra rör från hushållen för insamling av klosettvatten och matavfallsvatten. Dessa extra kostnader måste vägas mot vinsterna med *System Indunstning* (eller andra källsorterande system*).* Dessa vinster innebär framförallt en ökad möjlighet till att återvinna näring i avloppet då man får ut näringen i former som är mindre kontaminerade jämfört med rötslam. Här måste man dock även notera att även om rötslammet från ett konventionellt system återförts till jordbruksmark förloras fortfarande majoriteten av kvävet genom nitrifikation-denitrifikation i en konventionell avloppsreningsrening.

Tabell 23. Sammanfattning av energikostnader, energiproduktion och näringsåtervinning för Referenssystemet och för System Indunstning.

	Referenssystemet		System Indunstning	
Elförbrukning (kWh/pe/år)	40		111 (varav 103 till indunstning)	
Fjärrvärmeförbrukning (kWh/pe/år)	49		86	
Biogasproduktion (kWh/pe/år)	84		128	
Näringsåtervinning (g/pe/år)	**Utan rötslam**	**Med rötslam**	**Utan rötslam**	**Med rötslam**
Kväve	197	1528	4574	4917
Fosfor	41	707	505	736

För att jämföra systemen på ett rättvist sätt krävs i slutändan att man kan värdera en återvinning av fosfor och kväve och ställa detta i jämförelse med vad en sådan återvinning skulle kräva av ett konventionellt system. En intressant jämförelse (som inte är gjord i denna rapport) är till exempel att jämföra kostnaden och miljöpåverkan för att återvinna fosfor i ett källsorterande system med motsvarande kostnad för att utvinna fosfor ur rötslam.

8. Slutsatser

Följande slutsatser kan dras utifrån labbstudier och systemstudien:

Adsorption av näringsämnen med biokol

- Biokol tillverkat vid Högdalen har mycket låg adsorptionskapacitet för såväl ammonium-kväve, nitrat-kväve och fosfat-fosfor och lämpar sig därför inte att användas som separationsprocess för inorganiska näringsämnen i näringsrika vätskor. Biokolets adsorptionskapacitet för respektive näringsämne kunde inte ökas anmärkningsvärt genom behandling vid olika temperaturer i kombination med vattenånga eller luft (fysikalisk aktivering).

- Resultat från litteraturen tyder på att biokol tillverkade av andra material och andra tillverkningsmetoder (såsom varierande temperatur eller aktivering med kemikalier eller oxidativa gaser) kan uppvisa höga adsorptionskapaciteter, något som skulle kunna möjliggöra en fungerande separationsprocess. Om målet är att öka upptaget av fosfat och nitrat kan man i framtiden överväga att behandla kolets yta med magnesium (t ex med $MgCl_2$) då detta i andra studier visat sig kunna ge kol med höga adsorptionskapaciteter för negativa joner. I detta fall skulle

det i så fall krävas en nitrifikation för att omvandla de positiva ammoniumjonerna till nitratjoner.

Indunstning

- Vid indunstning av UASB-effluent från Sneek i labbskala kan kväveförlust till kondensatet undvikas genom att med syratillsats sänka pH till omkring pH 5,0. Denna pH-sänkning bidrar också till att förhindra utfällningar av fosfor under indunstningen.

- Kostnaderna för att pH-justera UASB-effluenten till pH 5,0 är i samma storleksordning som luftningskostnaden för nitrifikation av densamma.

- Indunstning i kombination med biokolsladdning är ett möjligt sätt att använda biokol för att adsorbera näringsämnen genom att suga upp näringsladdad vätska. Det krävs dock att man har tillgång till relativt stora mängder biokol. Samtidigt krävs det ytterligare studier för att se om det sker en stor förlust av kväve (som ammoniak) när koncentrat-gödslet blandas med biokol, särskilt då dessa ofta uppvisar basiska egenskaper.

Systemstudien

- *System Indunstning* är mer energikrävande (111 kWh/pe/år el och 86 kWh/pe/år fjärrvärme) och kemikaliekrävande (58,4 SEK/pe/år) jämfört med motsvarande siffror (40 kWh/pe/år el, 49 Kwh/pe/år fjärrvärme och omkring 13 SEK/pe/år) för *Referenssystemet.* Däremot möjliggör *System Indunstning* en högre återvinning av kväve (82 %) och fosfor (63 %) jämfört med motsvarande siffror (4 %) och (5 %) för *Referenssystemet* och möjliggör en högre biogasproduktion (128 kWh/pe/år jämfört med 84 kWh/pe/år), vilket gör att indunstningsalternativet är ett intressant behandlingsalternativ att undersöka vidare i pilotskala.

9. Framtida studier

Många frågor har lämnats obesvarade i rapporten. När det gäller adsorption med biokol visade litteraturgenomgången att det finns biokol som har potential för att användas som separationsprocess. Ett sådant system är mycket attraktivt då man slipper ett system med t ex indunstning vilket kräver hög insats i form av energi och kemikalier. Framför allt verkar behandling av biokolets yta, t ex med magnesiumklorid, kunna ge ett biokol med goda möjligheter att adsorbera negativa joner. Eftersom näringsämnena i UASB-effluenten är i både positiva (NH_4^+) och negativa (PO_4^{3-}) former är det osannolikt att både dessa skulle kunna adsorberas av ett behandlat biokol. Om UASB-effluenten däremot nitrifieras skulle kvävet återfinnas som NO_3^- vilket sannolikt skulle motivera användning av ett biokol anpassat för adsorption av negativa joner. Nitrifikation av UASB-effluenten visade sig dessutom ha liknande energikostnader jämfört med syrajustering, och är intressant att kika vidare på även av den aspekten.

Vid använding biokol för att suga upp koncentrat-gödslet är det viktigt att överväga en möjlig förlust av kväve som ammoniak vid inblandning. Denna eventuella förlust behöver undersökas vid alla tillfällen då biokolsladdning utförs och kvävet framför allt är i ammonium-form och kan ske både vid laddningstillfället samt efter att biokolet applicerats. Viktigt är också att notera att olika biokol har olika pH, vilket gör att resultatet av en sådan studie inte nödvändigtvis gäller för ett annat biokol. Vidare behövs även tester som undersöker biokolets förmåga att hålla kvar näringen i samband med regn eller bevattning. Detta är särskilt viktigt då vi i denna studie kan konstatera att biokol generellt adsorberar en mycket liten fraktion av den inorganiska näringen.

När det gäller indunstning finns också många spår att gå vidare med. Framför allt behöver indunstning testas i pilotskala för att kunna studera problematik kring utfällningar och kväveförluster. Vidare är det viktigt att mäta innehållet av föroreningar (såsom tungmetaller och läkemedelsrester) i näringsgödslet för att kunna säkerställa att dess användning inte orsakar problem, till exempel på grund av för höga halter tungmetaller.

När det kommer till energiåtgången är det intressant att undersöka hur billig och av vilken kvalitet fjärrvärme behöver vara för att ett indunstningssystem skall kunna drivas med en högre andel värmeenergi. Optimal syratillsats (och optimalt pH) bör bestämmas med avseende på utfällningar och kväveförluster. Här bör mängden kväve i kondensatet även vägas in tillsammans med möjlig behandling av kondensatet. Slutligen är det även här intressant att vidare undersöka möjligheten att ersätta syrajustering med nitrifikation. Här krävs till en början labbtester där nitrifikation av UASB-effluenten testas, förslagsvis med

nitrifierande biofilm som växer på så kallade bärare (MBBR-teknik), då detta skulle möjliggöra en kompakt lösning i förhållande till en aktivslam-process.

Vidare bör möjligheterna till att använda returvärme från fjärrvärmenätet (som har en temperatur omkring 40-50°C för uppvärmning av UASB-rötkammaren (som drivs vid ca 35°C) undersökas. Det främsta hindret med att kunna använda returvärme är att energibranschen har få sådana lösningar implementerade, och att de hellre säljer primär fjärrvärme till ett högre pris än returvärme till lågt pris, även om en sänkning av temperaturen i returströmmen generellt sett gynnar energibolagen.

Slutligen behöver avsättningsmöjligheter för återvunna näringsämnen från källsorterande system utvärderas. Viktig kontakt med jordbruket behövs för att förstå vilka egenskaper som den näringsrika produkten som framställs behöver och hygieniserings-och lagringsaspekter bör övervägas i samband med utvärdering av möjligheter för certifiering enligt SPCS178.

10. Referenser

Avfall Sverige, 2018a. Indunstning av Biogödsel - Internationell utblick och erfarenheter från anläggningar i Norden. Rapport 2018 : 05. Malmö.

Avfall Sverige, 2018b. 2018 Cerifieringsregler för Biogödsel - SPCR 120.

Batstone, D.J., Hülsen, T., Mehta, C.M., Keller, J., 2015. Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. Chemosphere 140, 2–11.

Bernstad, A., Malmquist, L., Truedsson, C., la Cour Jansen, J., 2013a. Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. Waste Manag. 33, 746–754.

Bernstad, A., Malmquist, L., Truedsson, C., la Cour Jansen, J., 2013b. Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. Waste Manag. 33, 746–754.

Biarsjö, J., 2018. Lyckeby Stärkelse, Muntlig kommunikation 22/11/2017.

Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Glob. Environ. Chang. 19, 292–305.

Dehay, O., 2018. France Evaporation. Muntlig kommunikation 29/05/2018.

Ejlertsson, J., 2018. Scandinavian Biogas. Muntlig och skriftlig kommunikation maj 2018.

Fang, C., Zhang, T., Li, P., Jiang, R.F., Wang, Y.C., 2014. Application of magnesium modified corn biochar for phosphorus removal and recovery from swine wastewater. Int. J. Environ. Res. Public Health 11, 9217–9237.

Faxå, J., Madsen, J.A., Thornberg, D., Lemming, C., 2016. Genanvendelse af Fosfor og Kvælstof ved inddampning af rejektvand - GAFOKIR projekt.

Gao, F., Xue, Y., Deng, P., Cheng, X., Yang, K., 2015. Removal of aqueous ammonium by biochars derived from agricultural residuals at different pyrolysis temperatures. Chem. Speciat. Bioavailab. 27, 92–97.

Gustafsson, M., 2018. Mailkonversation.

Henze, M., Van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D., 2008. Biological wastewater treatment : principles, modelling and design, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.

Hou, J., Huang, L., Yang, Z., Zhao, Y., Deng, C., Chen, Y., Li, X., 2016. Adsorption of ammonium on biochar prepared from giant reed. Environ. Sci. Pollut. Res. 23, 19107–19115.

Huggins, T.M., Haeger, A., Biffinger, J.C., Ren, Z.J., 2016. Granular biochar compared with activated carbon for wastewater treatment and resource recovery. Water Res. 94, 225–232.

IVL, 2015. Utvärdering av insamlingssystem för matavfall i Stockholm.

Jönsson et al., 2005a. Composition of urine , Faeces , Greywater and Biowaste, Urban Water ,Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.

Jönsson et al., 2005b. Composition of urine , Faeces , Greywater and Biowaste, Urban Water ,Chalmers Tekniska Högskola.

Kameyama, K., Miyamoto, T., Iwata, Y., Shiono, T., 2016. Influences of feedstock and pyrolysis temperature on the nitrate adsorption of biochar. Soil Sci. Plant Nutr. 62, 180–184.

Kizito, S., Wu, S., Kipkemoi Kirui, W., Lei, M., Lu, Q., Bah, H., Dong, R., 2015. Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggery manure anaerobic digestate slurry. Sci. Total Environ. 505, 102–112.

Kjerstadius, H., Bernstad Saraiva, A., Spångberg, J., 2016. Can source separation increase sustainability of sanitation management? Lund.

Kjerstadius, H., Davidsson, Å., la Cour Jansen, J., 2012a. Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall i H+området. Rapport VA-teknik, LTH. Lund.

Kjerstadius, H., Davidsson, Å., la Cour Jansen, J., 2012b. Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall (sustainable systems for biogas production from sewage sludge and food waste), SGC Rapport 2012:271. Malmö.

Kjerstadius, H., Haghighatafshar, S., Davidsson, A., 2015. Potential for nutrient recovery and biogas production from blackwater, food waste and greywater in urban source control systems. Environ. Technol. (United Kingdom) 36, 1707–1720.

Liu, Z., Xue, Y., Gao, F., Cheng, X., Yang, K., 2016. Removal of ammonium from aqueous solutions using alkali-modified biochars. Chem. Speciat. Bioavailab. 28, 26–32.

Lou, K., Rajapaksha, A.U., Ok, Y.S., Chang, S.X., 2016. Pyrolysis temperature and steam activation effects on sorption of phosphate on pine sawdust biochars in aqueous solutions. Chem. Speciat. Bioavailab. 28, 42–50.

Mia, S., Dijkstra, F.A., Singh, B., 2017. Long-Term Aging of Biochar: A Molecular Understanding With Agricultural and Environmental Implications, 1st ed, Advances in Agronomy. Elsevier Inc.

Miles, A., Ellis, T.G., 2001. Struvite precipitation potential for nutrient recovery from anaerobically treated wastes. Water Sci. Technol. 43, 259–266.

Moges, M.E., Todt, D., Heistad, A., 2018. Treatment of source-separated blackwater: A decentralized strategy for nutrient recovery towards a circular economy. Water (Switzerland) 10.

Petersson, A., 2011. Basdata om biogas. Svenskt Gastekniskt center. Malmö.

Produktblad Lyckeby Organic. [WWW Document], 2018. URL http://www.lyckeby.com/Documents/Beställning Organic 20170613.pdf (accessed 6.5.18).

Rio, S., Le Coq, L., Faur, C., Lecomte, D., Le Cloirec, P., 2006. Preparation of Adsorbents from Sewage Sludge by Steam Activation for Industrial Emission

Treatment. Process Saf. Environ. Prot. 84, 258–264.

Runesson, M., 2018. Process-och Industriteknik i Kristianstad AB. Muntlig och skriftlig kommunikation april 2018.

Schmidt, H., Pandit, B., Martinsen, V., Cornelissen, G., Conte, P., Kammann, C., 2015. Fourfold Increase in Pumpkin Yield in Response to Low-Dosage Root Zone Application of Urine-Enhanced Biochar to a Fertile Tropical Soil. Agriculture 5, 723–741.

Schmidt, H.P., Pandit, B.H., Cornelissen, G., Kammann, C.I., 2017. Biochar-Based Fertilization with Liquid Nutrient Enrichment: 21 Field Trials Covering 13 Crop Species in Nepal. L. Degrad. Dev. 28, 2324–2342.

Shafeeyan, M.S., Daud, W.M.A.W., Houshmand, A., Shamiri, A., 2010. A review on surface modification of activated carbon for carbon dioxide adsorption. J. Anal. Appl. Pyrolysis 89, 143–151.

Sizmur, T., Fresno, T., Akgül, G., Frost, H., Moreno-Jiménez, E., 2017. Biochar modification to enhance sorption of inorganics from water. Bioresour. Technol. 246, 34–47.

Smith, K.M., Fowler, G.D., Pullket, S., Graham, N.J.D., 2009. Sewage sludge-based adsorbents: A review of their production, properties and use in water treatment applications. Water Res. 43, 2569–2594.

Song, W., Guo, M., 2012. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. J. Anal. Appl. Pyrolysis 94, 138–145.

Stockholm Vatten och Avfall, 2018. Miljörapport 2017. Stockholm.

STOWA, 2014. Evaluatie Nieuwe Sanitatie Noorderhoek Sneek. (Evaluation of Nieuwe Sanitatie Noorderhoek Sneek). Amersfoort.

Takaya, C.A., Fletcher, L.A., Singh, S., Anyikude, K.U., Ross, A.B., 2016. Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes. Chemosphere 145, 518–527.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003a. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Metcalf & Eddy, Inc., Engineering.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003b. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Metcalf & Eddy, Inc., Engineering.

Trazzi, P.A., Leahy, J.J., Hayes, M.H.B., Kwapinski, W., 2016. Adsorption and desorption of phosphate on biochars. J. Environ. Chem. Eng. 4, 37–46.

Udert, K.M., Wächter, M., 2012. Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. Water Res. 46, 453–464.

Wallin, J., 2017. Utökad studie av effektivitet värmeväxlare avloppsåtervinning.

Wang, B., Lehmann, J., Hanley, K., Hestrin, R., Enders, A., 2015. Adsorption and desorption of ammonium by maple wood biochar as a function of oxidation and pH. Chemosphere 138, 120–126.

Wang, Z., Guo, H., Shen, F., Yang, G., Zhang, Y., Zeng, Y., Wang, L., Xiao, H., Deng, S., 2015. Biochar produced from oak sawdust by Lanthanum (La)-involved

pyrolysis for adsorption of ammonium (NH4+), nitrate (NO3-), and phosphate (PO43-). Chemosphere 119, 646–653.

Warfvinge, P., 2012. Applied Aquatic Chemistry - Workbook 2012. Lund

Wiersma, L., Elzinga, N., 2014. Effectiviteit van het Decentrale Verwerkingssysteem Waterschoon , Noorderhoek Sneek (effectivness of decentralized treatment system Waterschoon, Noorderhoek Sneek). Sneek.

Wittgren, H.B., Malmqvist, P.-A., Norström, A., Petterson, F., Svensson, G., 2011. Systemanalys av kretsloppssystem för Systemanalys kretsloppssystem Norra Djurgårdsstaden. Rapport 2011:1.

Worch, E., 2012. Adsorption Technology in Water Treatment: Fundamentals, Processes, and Modeling. de Gruyter GmbH, Walter, Berlin.

Zeng, Z., Zhang, S., Li, T., Zhao, F., He, Z., Zhao, H., Yang, X., Wang, H., Zhao, J., Rafiq, M.T., 2013. Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants. J. Zhejiang Univ. Sci. B 14, 1152–1161.

Appendix A1 – Egenskaper hos UASB-effluent från Sneek

Egenskaperna hos UASB-effluenten presenteras i Tabell 24 nedan. När det gäller kväve och fosfor är majoriteten i löst form: 85 % av det totala kvävet är ammonium-kväve (NH_4^+-N) och 88 % av fosforn är fosfat-fosfor PO_4^{3-}-P (Wiersma and Elzinga, 2014) Av innehållet beskrivet i Tabell 24 är kvävet och fosforn ungefärliga medelvärden över flera mättillfällen medan övriga ämnen och parametrar bestämts på en enskild batch UASB-effluent.

*Tabell 24. Innehåll I UASB-effluent från Sneek baserat på labanalyser samt (Wiersma and Elzinga, 2014) *.*

Innehåll	Värde
Ammonium-kväve	1000 mg/l NH4-N
Totalkväve	1180 mg/l N-tot*
Fosfat-fosfor	100 mg/l PO_4-P
Total-fosfor	114 mg/l P-tot*
Kalium	1065 mg/l K
Kalcium	48 mg/l Ca
Magnesium	35 mg/l Mg
SS (Suspended solids)	400 mg/l (0,45 μm)
pH	7,5
Alkalinitet	86 mmol HCO_3^-/L
*Beräknat utifrån labresultat och (Wiersma and Elzinga, 2014).	

Appendix A2 – Detaljerad beskrivning av adsorptionsförsök

Generell metod adsorptionförsök

- Biokolet torkades över natt vid 105 °C.
- Biokolet maldes ned med mortel för att (i) underlätta doseringen samt för att (ii) påskynda adsorptionsjämvikt. Vid användning av icke malt biokol kommer adsorptionen att ta längre tid på grund av diffusionsbegränsningar. Genom batchförsöken uppskattar vi således en maximal adsorption.
- Det malda biokolet vägdes upp med hög precision och placerades i 50 ml plastflaskor tillsammans med 40 ml näringslösning med kända koncentrationer näringsämnen.
- Därefter placerades flaskorna på skakbord i 24 timmar vid rumstemperatur för att se till att adsorptionsjämvikt är uppnås. Som referens har tidigare försök med biokol från slam (ej presenterade) visat att majoriteten av adsorptionen har ägt rum inom två timmar.
- För att separera kolet från vätskan centrifugerades flaskorna vid 4000 rpm i 10 minuter varpå klarfasen kunde pipetteras ut. Koncentrationen av näringsämnen bestämdes med Hach-Lange kuvetter (LCK 302, LCK 340 och LCK350) före och efter adsorption. Adsorptionskapaciteten (Q_e) för varje enskilt näringsämne kunde därefter bestämmas med följande formel:

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e) * V}{m}$$

Där Q_e är adsorptionskapaciteten i mg adsorberat näringsämne per gram kol (mg/g), C_0 koncentrationen före adsorption (mg/l), C_e jämviktkoncentrationen (mg/l), V volymen vätska (L) och m massan kol (g).

Försök 1

I det första försöket blandades tre artificiella näringslösningar innehållande näringsämnen motsvarande en volymreduktionsfaktorer på 0, 10 och 20 gånger. Detta gav följande koncentrationer näringsämnen (Tabell 25).

Tabell 25. Koncentrationer näringsämnen i de artificiella näringslösningar som användes till adsorptionsförsöken

VRF	NH_4-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	PO_4-P (mg/l)
0	1000	1000	100
10	10 000	10 000	1000
20	20 000	20 000	2000

En liter av varje lösning tillreddes och placerades i totalt 33 plastflaskor (11 per VRF). Biokol motsvarande koncentrationer av 0,3,6,9....30 g/L doserades i plastflaskorna.

Resultatet från försöken (ej presenterade) visade tyvärr på en mycket låg adsorption (< 2 mg/g) av samtliga näringsämnen även vid högsta koldosen (30 g/l). Det faktum att adsorptionen var så låg gjorde att själva adsorptionen inte kunde uteslutas från mätfelet i vid analys och spädning. Därför sattes en nytt försök upp – försök nr 2.

Beredning av artificiell näringslösning

I det första försöket blandades en artificiell näringslösning genom att lösa upp ammoniumnitrat (NH_4NO_3) och kaliumdivätefosfat (KH_2PO_4) i avjoniserat vatten för att nå koncentrationer av NH_4^+ och PO_4^{3-} motsvarande 1000 mg NH_4-N/L och 100 mg PO_4-P/L som finns i UASB-effluenten. I tillägg gav detta en NO_3^- koncentration på 1000 mg NO_3-N/L. Detta skulle motsvara ett scenario där ammonium i ett tidigare steg blivit fullständigt nitrifierat.

Försök 2

Då vi från försök 1 trots allt kunde konstatera att adsorptionskapaciteten av näringsämnena var mycket låg ville vi nu testa om en modifiering av biokolet kunde öka adsorptionen av näringsämena. För modifiering användes två huvudsakliga metoder, nämligen fysikalisk aktivering med vattenånga och partiell oxidation med luft. Enligt litteraturen är detta två möjliga metoder för att introducera funktionella grupper på kolets yta som skulle kunna öka adsorptionen av ammonium (Sizmur et al., 2017). Dessa metoder valdes då de utan större modifikationer kan introduceras i nuvarande pryolysprocess. Kemisk aktivering valdes att inte testas då sådan teknik skulle kräva större modifikation av nuvarande pyrolysprocesser och därför att sådana processer ännu inte är utvecklade för fullskalebruk. Analysen av nitrat hoppades över i detta skede för att spara tid. Dessutom skulle endast en mycket hög adsorption skulle ha motiverat nitrifiering av UASB effluenten. I Tabell 26 visas de koltyper som användes vid adsorptionsförsöket.

Tabell 26. Beskrivning av de kol som användes vid adsorptionsförsöket

Namn	Beskrivning
Biokol orginal	Ej modifierat biokol.
Biokol akt. 400	Biokol aktiverat med N_2/H_2O vid 400 °C i 60 min
Biokol akt. 300	Biokol aktiverat med N_2/H_2O vid 300 °C i 60 min
Biokol akt. luft 300	Biokol aktiverat med luft vid 300 °C i 60 min
Biokol akt. 700	Biokol aktiverat med N_2/H_2O vid 700 °C i 60 min
Pyr. slam 300	Rötat slam pyrolyserat vid 300 °C
Pyr. slam 700	Rötat slam pyrolyserat vid 700 °C
Akt. slam 800	Rötat slam pyrolyserat och aktiverat med N_2/H_2O vid 800 °C

Kommersiellt kol	Pulveriserat aktivt kol (Norit Sae Super)

Adsorptionsförsöken utfördes på samma sätt som vid de initiala försöken med nu i tillägg med UASB-effluenten från Sneek. Koldosen sattes till 5 g kol/L, och initialkoncentration sänktes med en faktor 10 genom att späda UASB-effluenten och den artificiella näringslösningen 10 gånger genom tillsats av avjonierat vatten. Koncentrationerna ammonium och fosfat för respektive lösning visas i Tabell 27.

Tabell 27. Innehåll i utspädd UASB-effluent och artificiell näringslösning i försök 2.

Vätska	NH_4-N (mg/l)	PO_4-P (mg/l)
Utspädd UASB-effluent	99,8	8,1
Artifisiell näringslösning	100,4	10,2

Appendix A3 – Detaljerad beskrivning av indunstningsförsök

Metod för indunstning I Buchi Multivapor P-6

Försöken gick till på följande vis:

- 1 liter UASB-effluent mättes upp. pH i effluenten pH justerades till pH 5,0 eller pH 6,0 med 96 % H_2SO_4 samt lämnades ojusterat (pH 7,5).
- 150 ml effluent fylldes upp i var och en av 6 flaskor.
- De sista 100 ml användes för att mäta koncentrationen av näringsämnen före industningen.
- Flaskorna indunstades vid 65 °C och 100 mbar till en volymreduktionsfaktor på ungefär 10 och 20 gånger (tre flaskor togs ut vid respektive tillfälle). Den verkliga VRF bestämdes genom att väga flaskorna med vätska före och efter indunstning, och är således egentligen en massreduktionsfaktor.
- Koncentrationerna NH_4-N och PO_4-P mättes på koncentratet som först behövdes spädas (med avjoniserat vatten) för att hamna inom mätintervallet för de Hach-Lange kit som användes.
- Massförlusten (%) bestämdes följande formel

$$\frac{v_{före} * c_{före} - v_{efter} * c_{efter}}{v_{före} * c_{före}}$$

  där v och c är volymer och koncentrationer före och efter indunstning.

MACROs parter samarbetar inom sex arbetspaket:

AP 1: Projektledning & kommunikation

Att säkerställa projektets genomförande och kommunicera projektet och dess resultat.

Inom detta arbetspaket sköts intern och extern kommunikation, genomförs projektledning och också följeforskning kopplad till projektet där beslutsprocesserna för sorterande system inom stadsutvecklingsprojekten H+ och Norra Djurgårdsstaden jämförs.

Pater: Stockholms Stad och RISE.

AP 2: Systemutveckling för tätbebyggelse i storstad

Att möjliggöra/arbeta för systemutveckling för storskalig insamling och behandling av matavfall och utsorterat klosettvatten från den stora staden.

I detta arbetspaket utvecklas kunskapsunderlag för att möjliggöra utveckling för storskaliga insamlings- och behandlingssystem för matavfall och utsorterat klosettvatten från den stora staden. Bland annat kommer detta att göras genom en programhandlings- och systemhandlings-projektering för ca 3000 lägenheter i Norra Djurgårdsstaden, varav 1500 i detaljplanen Kolkajen och 1500 i Södra Värtan. Dessutom tar projektet fram underlag som är nödvändiga för att implementera en systemförändring.

Parter: Stockholm Stad, Stockholm Vatten och Avfall, NSVA, SWR och Ecoloop.

AP 3: Systemutveckling i nya, kommunala VA-verksamhetsområden, utanför innerstad/täta stadsmiljöer

Att ta fram stöd för införande av källsorterande avloppssystem i nya verksamhetsområden utanför tät stad, som tex. omvandlingsområden.

Arbetspaketet fokuserar på strukturella förutsättningar vid utveckling av nya kommunala verksamhetsområden utanför tät innerstadsmiljö, exempelvis brukar-kommunikation och juridiska förutsättningar.

Parter: RISE, Mälarenergi och Knivsta kommun.

AP 4: Installationer i hus

Att samla och bygga erfarenhet kring byggtekniska frågor gällande system i husen som möjliggör insamling av så rena strömmar som möjligt.

Arbetspaketets syfte är att samla och bygga erfarenhet kring byggtekniska frågor för system i fastigheter som möjliggör insamling av rena strömmar från kvarn och toalett.

Parter: Stockholm Stad, NSVA, Stockholm Vatten och Avfall.

AP 5: Teknikutveckling

Utveckling av tekniska lösningar.

Arbetspaketet omfattar flera delar och syftar till att utvärdera och bidra till teknikutveckling av möjliga komponenter för insamling, transport och behandling i ett sorterande VA-system rörande matavfallskvarnar, snålspolande toaletter, ledningsnät, behandlingsteknik, foder-produktion samt en potentialbedömning av teknikerna nationellt och internationellt.

Parter: RISE, LTH, SLU, Matavfallssystem Sverige, SWECO, Disperator, Mälarenergi, Skandinavisk Kommunalteknik och Again.

AP 6: Kretslopp & certifieringsfrågor

Att undersöka avsättning för slutprodukter – ur lantbrukets perspektiv.

Arbetspaketet har två fokusområden – dels lantbrukarkårens inställning med avseende på återbruk av både källsorterat matavfall och klosettavloppsvatten, dels förutsättningar, inställning och eventuell utveckling av befintligt certifieringssystem för källsorterade avloppsfraktioner (SPCR 178). Utgångspunkten är att olika sorterande system ger produkter med olika kvalitet, där lantbrukets perspektiv på produkterna är avgörande.

Parter: RISE, Avfall Sverige, LRF, Knivsta kommun och Mälarenergi.

MACRO projektet är finansierat av VINNOVA.

MACRO slutrapporteras på en konferens den 27 november 2018, se www.macrosystem.se för mer information.

MACROs 18 parter representerar kommuner, branschorganisationer, näringsliv och akademi.