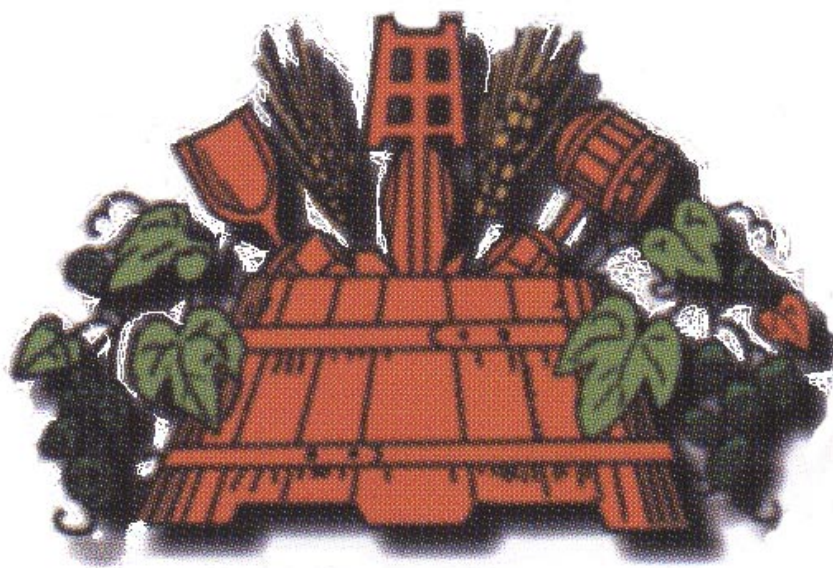




rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Driftaspekter på kommunala avloppsreningsverk och bryggerier



Jonas Röttorp Åsa Jansson Magnus Rahmberg Magnus Andersson Mats Ek
Jan-Erik Bjuhem Rune Bergström Peter Solyom Christian Junestedt
och Olof Cerne, IVL
Leif Larsson, VA ingenjörerna AB

B 1494

Stockholm, juni 2002



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title Driftaspekter på kommunala avloppsreningsverk och bryggerier
Telefonnr/Telephone 08-08-587 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Naturvårdsverket, Bottenvikens reningsverk i Haparanda, Bångbro avloppsreningsverk i Ljusnarsbergs kommun, Gonäs avloppsreningsverk i Ludvika kommun, Smedjeholms avloppsreningsverk i Falkenberg Vimmerby reningsverk i Vimmerby, VA-Ingenjörerna AB, Lapin Kulta bryggeri i Torneå Finland, Kopparbergs bryggeri AB, Spendrups bryggeri AB och Carlsbergs bryggeri AB
Rapportförfattare/author Jonas Röttorp, Åsa Jansson, Magnus Rahmberg, Magnus Andersson, Mats Ek, Jan-Erik Bjurhem, Rune Bergström, Peter Solyom, Christian Junestedt och Olof Cerne, IVL och Leif Larsson, VA ingenjörerna AB	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Driftaspekter på kommunala avloppsreningsverk och bryggerier	
Sammanfattning/Summary Projektet initierades eftersom ett flertal kommunala avloppsreningsverk belastade med bryggeriavlopp upplevt olika typer av driftproblem. Typiska problem har varit: <ul style="list-style-type: none">• Igensättning av biobäddar• Slamsvällning med utsläpp av suspenderat material som följd• Luktproblem och problem med svavelvätebildning• Höga utsläpp av fosfor och BOD Följande möjligheter har diskuterats och bearbetats inom projektet. <ul style="list-style-type: none">• Minimera och jämna ut den organiska belastningen från bryggeriet.• Anaerob behandling av BOD-rika avloppsströmmar från bryggerierna.• Balansen mellan närsalter och organiska ämnen.• Olika typer av förfällning samt flotation som primärbehandling för att minska belastningen till efterföljande biosteg.• För- respektive nackdelar med separat avloppsvattenledning från bryggeriet.• Membranfiltrering som ett alternativ till uppkoncentrering av bryggeriavlopp.• Screening av eventuella toxiska ämnen i bryggeriavloppet som kan störa driften av ett kommunalt avloppsreningsverk.• Nya aspekter för att förändra driften av biobäddar.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Avloppsvattenrening, bryggeriavlopp, organisk belastning, närsalter, kemisk fällning, membranfiltrering, anaerob rening, biobädd, flotation	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B 1494	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se , eller via www.ivl.se	

Förord

Detta är rapporten från det delkollektiva projektet *Driftaspekter på kommunala avloppsreningsverk och bryggerier*. Projektet har drivits av IVL och finansierats gemensamt av Naturvårdsverket och en rad intressenter från VA-branschen och bryggerinäringen:

Bottenvikens reningsverk AB, Haparanda

Bångbro avloppsreningsverk, Ljusnarsbergs kommun

Gonäs avloppsreningsverk, Ludvika kommun

Smedjeholms avloppsreningsverk, Falkenberg

Vimmerby reningsverk, Vimmerby

VA-Ingenjörerna AB

Lapin Kulta bryggeri, Torneå Finland

Kopparbergs bryggeri AB, Kopparberg

Spendrups bryggeri AB, Grängesberg

Carlsbergs bryggeri AB, Falkenberg

Vid de regelbundna projektmötena beslutades vilka aktiviteter som skulle fortlöpa i projektet. Detta är anledningen till att det varit stor aktivitet vid vissa reningsverk och bryggerier medan andra deltagit mer passivt.

Innehållsförteckning

Förord.....	1
Sammanfattning.....	5
1 Bakgrund	7
2 Mål.....	8
3 Fallstudier	8
3.1 Bottenvikens reningsverk / Lapin Kulta bryggeri.....	9
3.2 Kopparbergs bryggeri / Bångbro reningsverk.....	10
3.3 Spendrups bryggeri / Gonäs reningsverk.....	10
3.4 Carlsbergs bryggeri / Falkenbergs reningsverk	11
3.5 Reningsverket i Vimmerby.....	11
4 Provtagningsrutiner på de kommunala avloppsreningsverken.....	12
4.1 Syfte och metod	12
4.2 Resultat	12
4.3 Diskussion.....	14
5 Kartläggning av belastningsvariationer.....	14
5.1 Syfte och metod	14
5.2 Resultat	14
5.3 Diskussion.....	18
6 Driftaspekter på separat ledning från bryggerier.....	18
6.1 Syfte och metod	18
6.2 Resultat	19
6.2.1 För- och nackdelar med separat ledning.....	19
6.2.2 Försök med fällning av järnsulfid.....	21
6.3 Diskussion.....	22
7 Driftaspekter på biobädd och bryggeriavloppsvatten.....	23
7.1 Syfte och metod	23
7.2 Resultat	23
7.3 Diskussion.....	24
8 Förfällning – en metod att minska belastningen på biosteget	25
8.1 Syfte och metod	25
8.2 Resultat	27
8.2.1 Gonäs	28

8.2.2	Bottenviken	28
8.3	Diskussion	29
8.3.1	Gonäs	29
8.3.2	Bottenviken	29
9	Flotation som separationsmetod	29
9.1	Syfte och metod	29
9.2	Resultat	31
9.2.1	Flotationsförsök i labbskala	31
9.2.2	Flotation vs sedimentering	31
9.3	Diskussion	32
10	Närsaltsbalanser i Gonäs reningsverk	32
10.1	Syfte och metod	32
10.2	Resultat	33
10.2.1	Inkommande vatten	33
10.2.2	Efter försedimentering	34
10.2.3	Efter biobädden	35
10.2.4	Utgående vatten	35
10.2.5	Mikroskopering av slam	36
10.3	Diskussion	36
11	Processändringar vid Bångbro avloppsreningsverk	37
11.1	Syfte och metod	37
11.2	Resultat	37
11.3	Diskussion	38
12	Separat förbehandling av bryggeriavlopp - Vimmerby	39
12.1	Syfte och metod	39
12.2	Resultat	39
12.3	Diskussion	41
13	Mikrofiltrering av Åbros bryggeriavlopp (totalavlopp)	41
13.1	Syfte och metod	41
13.1.1	Försöksutrustning och försöksutförande	41
13.2	Resultat	43
13.3	Diskussion	43
14	Kemikalieinventering på bryggerier	44
14.1	Syfte och metod	44
14.2	Resultat	45
14.3	Diskussion	45

15	Driftinventering på bryggerier – processinterna åtgärder.....	46
15.1	Syfte och metod.....	46
15.2	Resultat.....	47
15.3	Diskussion.....	50
16	Rötning av returprodukter från bryggerier.....	52
16.1	Syfte och metod.....	52
16.1.1	Pilotförsök vid Spendrups bryggeri.....	52
16.1.2	Fullskaleförsök vid Gårlångens reningsverk.....	53
16.2	Resultat.....	54
16.2.1	Resultat av pilotförsöket.....	54
16.2.2	Resultat av fullskaleförsöket.....	55
16.3	Diskussion.....	57
17	Diskussion och slutsatser.....	59
18	Referenser.....	59
	Bilaga 1 – Data från intensivprovtagningen på Spendrups och Gonäs.....	60
	Bilaga 2 – Data från fällningsförsöken.....	64
	Bilaga 3 – Data från flotationsförsöken.....	67
	Bilaga 4 – Data från närsaltsundersökningen.....	68
	Bilaga 5 – Data från rötningsförsöket i fullskala.....	71

Sammanfattning

Projektet *Driftaspekter på kommunala avloppsreningsverk och bryggerier* har pågått i två år. Projektet initierades eftersom ett flertal kommunala avloppsreningsverk belastade med bryggeriavlopp upplevt olika typer av driftproblem. Typiska problem har varit:

- Igensättning av biobäddar
- Slamsvällning med utsläpp av suspenderat material som följd
- Luktproblem och problem med svavelvätebildning
- Höga utsläpp av fosfor och BOD

Följande möjligheter har diskuterats och bearbetats inom projektet.

- Minimera och jämna ut den organiska belastningen från bryggeriet.
- Anaerob behandling av BOD-rika avloppsströmmar från bryggerierna.
- Balansen mellan närsalter och organiska ämnen.
- Olika typer av förfällning samt flotation som primärbehandling för att minska belastningen till efterföljande biosteg.
- För- respektive nackdelar med separat avloppsvattenledning från bryggeriet.
- Membranfiltrering som ett alternativ till uppkoncentrering av bryggeriavlopp.
- Screening av eventuella toxiska ämnen i bryggeriavloppet som kan störa driften av ett kommunalt avloppsreningsverk.
- Nya aspekter för att förändra driften av biobäddar.

Den inledande delen i projektet ägnades åt att kartlägga framförallt belastningssituationen och kemikalieanvändningen på bryggerierna. Som väntat visade provtagningarna att belastningen från bryggerierna tidvis var mycket hög och att den varierade kraftigt. En del bryggerier hade en utjämningsbassäng vilket definitivt utjämnade de största svängningarna i belastningen. Kemikalieinventeringen visade att koncentrationen av de ämnen som användes på bryggeriet inte kunde ha en toxisk effekt på avloppsreningsprocessen. Givetvis exkluderar denna kommentar eventuella större lututsläpp som kan ha skett undantagsvis.

I Falkenberg där man har problem med bildning av svavelväte i ledningen från Carlsbergs bryggeri och Arlas anläggning har försök gjorts att fälla ut bildad sulfid före det biologiska reningssteget för att minska den negativa inverkan på bioslammet. Då försöket utfördes vid en period med relativt låga halter sulfid tillsattes extra sulfid

till avloppsvattnet. Tvåvärt järn användes vid försöket som tyvärr inte gick som det var tänkt. Det visade sig nämligen att den tillsatta sulfiden snabbt fäste på partiklar i vattnet, även utan närvaro av järn. Eftersom vattnet filtrerades försvann således den mesta sulfiden med det suspenderade materialet och det var svårt att säga något om järnjonernas effekt.

Driften av biobädden har varit ett stort problem på tre av verken, Gonäs, Bottenvikens, och Bångbro kommunala avloppsreningsverk. Huvudorsaken till driftproblemen har varit igensättning till följd av överbelastning. På Gonäs avloppsreningsverk har man fått specifika problem under vårarna till följd av kraftig tillväxt av så kallade Zoogloala bakterier som har orsakat igensättning. Litteratur visar att detta kan ske just vid en kall årstid. Studierna som VA-ingenjörerna genomfört på biobädden vid Bångbro visar att man kan minska riskerna för igensättning genom att ändra spridarförfarandet i kombination med en kraftig ökning av recirkulationsflödet. Ökningen av recirkulationsflödet innebär att nyinvesteringar i pumpar måste göras.

Fällnings- och flotationsförsöken på inkommande avloppsvatten efter rensgaller visade mycket goda resultat avseende avskiljning av COD. Ca 60 % av total COD kunde avskiljas. Det gick även att styra fällningen genom ett lämpligt val av fällningskemikalie så att en lämplig mängd fosfor avskiljades för att undvika närsaltsbrist i efterföljande biosteg.

Membranfiltreringsförsök för Åbro bryggeris totalavlopp in till Vimmerby reningsverk uppvisade en tillfredsställande filtratflödeskapacitet. Uppkoncentreringen av avloppsvattnet kan göras 50-80 ggr. Däremot var COD-avskiljningen alldeles för låg, ca 40 %. En fullskaleanläggning för totalavloppet blir alltför kostsam med tanke på det låga utbytet av organisk substans (mätt som COD).

Inventeringen av olika delströmmar vid Spendrups bryggeri visade på ett antal olika möjligheter att minska utsläppet till reningsverket. Bland annat kan man identifiera vilka delströmmar som har högst COD-innehåll och sedan göra processförändringar så att dessa kan behandlas separat, exempelvis genom rötning. Det finns även goda möjligheter till vattenbesparande åtgärder.

Som ett sätt att minska belastningen till de kommunala verken undersöktes alternativet att röta returprodukterna istället för att skicka den fraktionen till det totala avloppet. Pilotförsök visade att det gick mycket bra att röta denna fraktion. En reduktion på 75 % kunde uppnås. Denna siffra var emellertid instabil till följd av svårigheterna att kontrollera försöken i mindre skala. Rötning i fullstor skala på reningsverk bekräftade däremot de goda resultaten vilket gör att det i framtiden är mycket attraktivt att röta denna fraktion i de kommunala rötkastrarna.

1 Bakgrund

Driftstörningar kan uppkomma i avloppsreningsverk då dessa överbelastas m.a.p. lätt nedbrytbart organiskt material, BOD₇. Vissa delströmmar av avloppsvatten från bryggerier innehåller stora mängder av dessa ämnen. Detta medför att kommunala avloppsreningsverk där en stor del av belastningen härrör från bryggeriavlopp ofta får driftproblem. Följande överbelastningsrelaterade problem har observerats vid ett antal reningsverk som tar emot avloppsvatten från bryggeri, där bryggeriet står för en stor del av inkommande BOD₇:

- Igensättning av biobädd
- Svårt att upprätthålla en hög syrehalt i biosteget
- Slamsvällning
- Bildning av svavelväte som medför
 - Luktproblem
 - Störning av reningsprocessen
- Höga halter suspenderat material i utgående vatten
- Svårt att hålla gränsvärden för fosfor och BOD₇

Dessa störningar förekommer även på reningsverk som är dimensionerade för att klara av den belastning som kommer från bryggeriet. En trolig förklaring till detta är att det organiska materialet i avloppsvattnet från bryggerierna till största delen är lätt nedbrytbart, vilket inte är fallet i ”normala” avloppsvatten.

På ett möte i Falkenberg arrangerat av FAVRAB där representanter från kommuner och bryggerier samt IVL deltog, kunde man fastslå att stora delar av problemen var kopplade till den relativt höga belastningen som ett bryggeriavloppsvatten utgör. Huvudmålet med projektet har därför varit att undersöka olika lösningar för att minimera belastningen till det kommunala verket och/eller finna ändrade driftalternativ som klarar aktuell belastning.

Det finns olika angreppssätt för att hitta lösningar på de driftstörningar som uppstår. Dels kan man försöka ändra driftsstrategi på verket, dels finns det möjligheter att se till processinterna åtgärder på bryggeriet. Den intressanta frågeställningen är att finna en kombinerad lösning för att långsiktigt klara framtida utsläppskrav.

I detta projekt har IVL undersökt möjliga angreppssätt för att stabilisera driften vid kommunala avloppsreningsverk med ovan specificerade processtörningar. Systemgränsen har vidgats från att, som traditionellt, bara innefatta reningsverket till att även inkludera bryggeriet. Då IVL besitter kunskaper inom såväl processlutning som avloppsvattenrening, har man förmågan att göra en välgrundad bedömning av var

åtgärder bör vidtas. Styrkan med att behandla flera fallstudier (bryggeri + reningsverk) parallellt, ligger i att man kan dra nytta av varandras tidigare erfarenheter och att problemställningen för samtliga intressenter i många fall är liknande.

Att utföra en omfattande slutrening av förlorade insatsråvaror måste också ställas i relation till åtgärder som kan utföras uppströms. Att inte släppa ut eller att t.o.m. återanvända resurser kan många gånger vara bättre och mer ekonomiskt fördelaktigt, om det är möjligt med hänsyn till kvalitets- och hygienskäl samt rådande livsmedelslagstiftning.

Miljöpåverkan erhålls inte bara från utsläpp till vatten och luft utan från användningen av stora mängder insatsråvaror som vatten, kemikalier, energi etc. För att få fram dem genereras utsläpp som ger en miljöpåverkan. Det är av den anledningen som resurseffektiviteten i en tillverkningsprocess blivit allt viktigare. Naturvårdsverket har bedömt att livsmedelsindustrin måste minska sin resursanvändning med ca 30 % inom två decennier. Företagen har därför en utmaning att optimera sin resursanvändning. Detta är inte enbart miljömässigt betingat utan är också ett nödvändigt krav för att sänka kostnader. Det är också i ökad utsträckning ett krav från upplysta konsumenter som alltmer väljer produkter ur ett helhetsperspektiv. Det betyder att alla led i dryckes-tillverkningen/distributionen måste genomlysas. Val av material i förpackningen är en annan viktig faktor ur helhetssynpunkt. Från reningsverkens synvinkel vore t.ex. engångsflaskor att föredra jämfört med återfyllbara, där diskningen ger upphov till höga COD-utsläpp. Den delen utelämnas dock i det här projektet.

2 Mål

Syftet med projektet är att belysa de olika driftproblemen på de kommunala avloppsreningsverken genom att se till möjliga lösningar vid såväl bryggerierna som vid de kommunala avloppsreningsverken.

Huvudmålet med projektet är att ta fram tekniska lösningar som gör att man klarar den aktuella belastningen så att en stabil drift uppnås och utsläppskrav kan efterlevas.

3 Fallstudier

Som fallstudier i projektet ingår ett antal kommunala reningsverk vars belastning till stor del härrör från bryggeriverksamhet. I de flesta fallen ingår även det avloppsanslutna bryggeriet i projektet. Fallstudierna utgörs av följande reningsverk och bryggerier.

Reningsverk	Bryggeri
Bottenvikens reningsverk	Lapin Kulta, Hartwall
Falkenbergs reningsverk	Carlsberg Bryggeri
Bångbro reningsverk	Kopparbergs Bryggeri
Gonäs reningsverk	Spendrups Bryggeri
Vimmerby reningsverk	

Som framgår av Tabell 3.1 finns det både skillnader och likheter vad det gäller belastning, drift och driftproblem vid de olika reningsverken. En kort beskrivning av vardera fallstudie ges nedan.

Tabell 3.1. Jämförelse mellan de olika reningsverken

		Bottenviken	Gonäs	Bångbro	Falkenberg	Vimmerby
Dimensionering (p.e.)		70 000	100 000	33 000	160 000	43 000
Finns i processen idag	Separat ledning från bryggeriet	-	-	x	x	x
	SBR-reaktor	-	-	-	x	-
	Biobädd	x	x	x	-	x
	Aktivt slam	x	x	x	x	x
	Rötkammare	x	x	x	x	x
Gräns/riktvärden för	BOD ₇ (mg/l)	40	25	50	10	10
	P-tot (mg/l)	1,0	0,5	0,8	0,5	0,3
	N-tot (mg/l)	-	-	-	10	
Problem med	Överskridna gränsvärden	x	x	x	x	x
	Igensättning biobädd	x	x	x		
	Syresättning ASP	x	x	x		
	Sedimentering	x	x	x	x	x
	Höga halter susp ut	x	x	x	x	
	Slamsvällning	x	x	x	x	
	Svavelvätebildning	x	x		x	
	Dålig lukt					x
	Skumbildning					x

3.1 Bottenvikens reningsverk / Lapin Kulta bryggeri

Bottenvikens reningsverk i Haparanda har en normalbelastning på ca 70 000 p.e., varav ca 45 000 p.e. kommer från Lapin Kulta bryggeri i Torneå med stora variationer över veckan. Efter sandfång och grovrengaller går avloppsvattnet till två biobäddar, vardera på ca 640 m³. Det bäddmaterial som används i biobäddarna är HUFO 100 m²/m³. Efter biobäddarna går vattnet vidare till aktivslambehandling i fyra seriekopplade bassänger med volymen 375 m³ / bassäng. Innan vattnet når aktivslamsteget tillsätts fällningskemikalie. I huvudsak används järnsulfat (FeSO₄), men man har även

provat Ekoflock. Det slam som tas ut från den avslutande sedimenteringen förtjockas och rötas i en rötkammare med volymen 1 700 m³ (uppehållstid ca 15 dygn).

Bottenvikens reningsverk är dimensionerat för en belastning av 4 800 kg BOD₇ per dygn. Under år 2000 överskreds denna belastning vid ett flertal tillfällen, främst under april, maj och juni men även i december. Den högsta uppmätta belastningen under det året var 5 700 kg BOD₇ per dygn.

Vid Lapin Kulta bryggeri finns en utjämningsbassäng på ca 250 m³. Mest BOD₇ kommer från bryggghus och jäsnings, därefter från tappningshallen. Högst flöde kommer från tappningen. Eventuell kasserad produkt doseras ut under helgerna då belastningen på reningsverket är lägre.

3.2 Kopparbergs bryggeri / Bångbro reningsverk

Bångbro avloppsreningsverk belastas av hushållen i Bångbro, Kopparberg, Sundet, Skäret och Högfors samt av Kopparbergs bryggeri AB. Reningsverket är dimensionerat för att klara av 33 000 pe. Nuvarande belastning är ca 20 000 p.e. från industrin och ca 7 000 p.e. från hushåll. Efter rens-galler och sandfång går avloppsvattnet vidare till en biobädd med en volym på ca 800 m³. Bäddmaterialet är HUFO 100 m²/m³. Biobädden följs av ett aktivslamsteg med simultanfällning (järnsulfat). Aktivslamstegets volym är 720 m³. Det slam som tas ut från den avslutande sedimenteringen förtjockas och rötas.

Bångbro reningsverk är dimensionerat för ett flöde på 3 000 m³/d och en belastning på 2 360 kg BOD₇/d. Kopparbergs bryggeri har tillstånd att släppa ut 1 400 kg BOD₇/d inom ett pH-intervall av 6,5-10. Bryggeriet utgör i dagsläget ca 75 % av BOD₇-belastningen till verket. Vid bryggeriet finns det en utjämningsbassäng på ca 800 m³.

3.3 Spendrups bryggeri / Gonäs reningsverk

Gonäs avloppsreningsverk är dimensionerat för 100 000 p.e. varav den kommunala anslutningen motsvarar 6 500 p.e. Nuvarande industriell och kommunal anslutning är 32 100 p.e. respektive 6 000 p.e. Verket är dimensionerat för ett inkommande flöde på 250 m³/h. Den inledande mekaniska behandlingen består av rens-galler, sandfång och försedimentering. Sedan behandlas vattnet biologiskt i biobädd (ca 2 000 m³) med efterföljande aktivslamsteg. I aktivslambassängen tillsätts fällningskemikalie i form av granulerad järnsulfat alternativt flytande kemikalie. Det biologiska steget avslutas med två st sedimenteringsbassänger. Vid behov utförs kemisk efterfällning genom flockning och slutsedimentering. Överskottsslam tas ut från försedimenteringen och rötas i en rötkammare med volym 1 400 m³ (uppehållstid ca 30 d).

Gonäs reningsverk är dimensionerat för en belastning på 7 300 kg BOD₇/d varav biobädden är dimensionerad för 6 400 kg BOD₇/d. Spendrups bryggeri svarar för ca 25 % av det totala flödet in till reningsverket. Detta delflöde står för 85-90 % av den totala BOD₇-belastningen. Trots att belastningen åren 1999 och 2000 som högst bara uppmättes till drygt hälften av den dimensionerade belastningen för biobädden, uppstod problem med igensättning av bädden.

3.4 Carlsbergs bryggeri / Falkenbergs reningsverk

Vid Smedjeholms reningsverk i Falkenberg behandlas kommunalt och industriellt avloppsvatten var för sig. Behandlingen av det kommunala avloppsvattnet går till enligt följande. Den mekaniska reningen består av rensfilter, sandfång och försedimentering. Sedan följer aktivslamsteget med kväveavskiljning och reduktion av organiskt material. Aktivslamsteget är utformat för fördenitrifikation. Industrivatten tillsätts som kolkälla i denitrifieringssteget. Från efterföljande mellansedimentering leds returslam tillbaka till anoxozonerna och överskottsslam tas ut. Sedan följer ett kemsteg med tillsats av PAX för att avlägsna fosfor. Slammet avlägsnas genom flotation.

Avloppsvattnet från Ågårds industriområde, med bl a Carlsbergs bryggeri och Arla ost, leds sedan 1998 i en ca 7 km lång, separat ledning till reningsverket. Innan avloppsvattnet släpps från bryggeriet sker utjämning i luftad bassäng med uppehållstid ca 12-14 timmar. Efter fängfilter och utjämningsbassäng på reningsverket behandlas vattnet tillsammans med överskottsslam från mellansedimenteringen i den kommunala delen i SBR-reaktorer. Efter ytterligare en utjämningsbassäng pumpas vattnet till flotationsanläggningen i den kommunala delen av verket.

Slambehandlingen går till på följande sätt. Råslammet utgörs av primärslam, överskottsslam från biosteget respektive SBR-anläggningen samt kemslam. Efter förtjockning av primärslam och bioslam rötas slammet i två stycken seriekopplade rötkammare, total volym 2 700 m³ (uppehållstid ca 20 d).

3.5 Reningsverket i Vimmerby

Vimmerby avloppsreningsverk är dimensionerat för 43 000 p.e. varav 31 000 p.e. från industrin (Åbro Bryggeri 20 000). Dimensionerad BOD-belastning är 3 000 kg BOD₇ per dygn. Åbro bryggeri står för ca 15 % av flödet, 85 % av BOD₇ samt 50 % av totalfosfor. Från Åbro går en tryckledning direkt till reningsverket utan inblandning av kommunalt avloppsvatten. Bryggeriavloppet förbehandlas separat med hjälp av silfilter, försedimentering och två biobäddar. Man har även separat slambehandling för slammet som bildas i förbehandlingen. Detta slam rötas i en rötkammare med

volymen 1 400 m³ och en uppehållstid på ca 18 dygn. Genom denna särbehandling av slammet får man ut ett slam som är "renare" än normalt kommunalt slam, vilket torde underlätta kvittblivningen av detta slam. I dagsläget går dock slammet på deponi.

4 Provtagningsrutiner på de kommunala avloppsreningsverken

4.1 Syfte och metod

När det uppstår störningar i reningsverken är det viktigt att förstå orsaken för att kunna sätta in rätt åtgärder. För det behöver man dels en bra bild av hur olika parametrar ser ut vid normal drift, dels möjligheter att snabbt se vad som ändrats strax före och under störningen. Om man har lyckats följa rätt parametrar har man då en chans att gå vidare och se vad som ligger bakom störningen, t.ex. pumpfel, onormalt flöde eller organisk belastning eller komponenter som har toxisk verkan på bakterierna i de biologiska stegen i avloppsreningsverket.

4.2 Resultat

För att med säkerhet kunna fånga upp alla orsaker till driftstörningar krävs ett stort antal givare som kontinuerligt ger uppgifter om tillståndet. Det innefattar sådant som är enkelt och normalt att logga såsom pH, temperatur, konduktivitet, syrehalt, luft- och vattenflöden och slamhalter, men också parametrar som kräver mer avancerade system såsom COD/TOC, BOD, ammoniumkväve, nitratkväve, fosfor och biologisk aktivitet. Till det kommer sådant som ännu bara görs manuellt, såsom mikroskopiska studier av slammet, sedimenteringsegenskaper, α -värdesbestämning, toxicitetsmätningar (respiration och nitrifikationshämmning) och analys av specifika föreningar eller föreningsgrupper.

Det är förstås svårt att få den här instrumenteringen på ett mindre verk, och helt omöjligt att utföra de manuella analyserna med tillräckligt hög frekvens. Med mer eller mindre intelligenta system, såsom modeller skapade med multivariat dataanalys, kan man få mer information än av summan av de olika variablerna för sig. Trots det gäller det i praktiken att man koncentrerar sig på de parametrar som man erfarenhetsmässigt tror har samband med störningarna. Man måste också välja en analysfrekvens som är rimlig, men ändå fångar upp de flesta variationerna.

Störningar i de aktuella verken kan komma från flera håll. Det kan vara problem med utrustningen i verket, inläckande dagvatten, det kommunala avloppsvattnet och vattnet från bryggerierna (eller andra industrier). I det här projektet koncentrerar vi oss på

sambandet bryggeri-reningsverk. Det betyder att analysfrekvensen blir väldigt beroende av vilken utjämning man har vid bryggeriet. Ju jämnare flöde man har till verket, desto stabilare drift. Eventuell påverkan av t.ex. större släpp av organiskt material eller kemikalier jämnas ut över dygnet och förhoppningsvis även över veckan.

För att få en uppfattning om hur snabba variationerna in till verket är bör man komplettera de normala dygnsproverna (i en del fall veckoproverna) med ett par mätserier där man analyserar timprover. Det har gjorts vid Spendrups och Gonäs, se avsnitt 5. Med någon form av omblandad uppehållstank bör det inte vara aktuellt med ännu kortare tidsperioder, även om vissa utsläpp kan ske under bara några minuter.

I de flesta fall kan man inte ha högre ambitionsnivå än att i verket **kontinuerligt logga**:

- pH in och i de olika behandlingsstegen
- temperatur in
- konduktivitet in
- vattenflöde in och i olika returströmmar
- löst syre i luftade steg
- luftmängd via blåsmaskiner
- slamhalt i biologiska system och efter sedimenteringar

Dagligen bör man kunna bestämma **slamvolymindex i aktivslamsteg** och dessutom ta **flödesproportionella dygnsprov** (minst 1 liter) på inkommande vatten (alla delströmmar om det finns flera) och utgående renat vatten. Normalt analyseras bara de parametrar som man behöver för kontrollprogrammet, i dygnsproverna eller poolat till veckoprov. Vid störningar kan man då leta vidare efter organiskt material, närsalter, avvikande α -värde, tensider, toxicitet eller annat i dygnsproverna. Om man inte har haft några särskilda störningar hålls bara proverna ut.

Om några av de dagligen mätta eller loggade parametrarna avviker tydligt eller man på annat sätt ser att allt inte är normalt bör man **studera slammet i mikroskop**. Viktigast är att titta på flockstorlek, flockarnas kompakthet, zoogloea-flockar (slemflockar), mängden filament, om möjligt typen av filament, antal fria bakterier och förekomst av flagellater, ciliater (rörliga och fasta) och andra mikrodjur. När man tittar på slammet jämför man med hur det ser ut ”normalt” på just det verket.

Vid slamproblem kan också bestämning av **omrört slamvolymindex och susphalt i klarfasen** vid bestämning av slamvolym vara till hjälp för att förstå problemet.

4.3 Diskussion

Förslagen ovan är bara en vägledning. Hur mycket som görs vid de olika verken är beroende av ekonomiska och personella resurser och hur frekventa och allvarliga störningarna är.

5 Kartläggning av belastningsvariationer

5.1 Syfte och metod

Idag sker vanligtvis en dygnsprovtagning på bryggerierna/reningsverken. För att få kunskap om variationen över en kortare tidsperiod krävs intensivare provtagning. En första intensivprovtagning har utförts efter utjämningsbassängen hos Spendrups Bryggeri AB och på inkommande vatten till Gonäs avloppsreningsverk för att studera dessa variationer. Provtagning utfördes med en vattenprovtagare PSW 2000 med tillhörande provväxlare.

Provtagningsfrekvensen under mätperioden var ett prov i timmen under två dygn. För varje provflaska, med volymen en liter, togs det 100 ml var 6:e minut, vilket innebär att flaskan fylls efter en timma. Från varje provflaska togs 100 ml ut och konserverades med svavelsyra. De konserverade proverna transporterades till IVL för analys av fosfor och kväve. På plats analyserades COD, pH, konduktivitet. Provtagningen i Gonäs startade fyra timmar senare beroende på att uppehållstiden mellan Spendrups och reningsverket i Gonäs uppskattas till ca fyra timmar.

5.2 Resultat

Intensivprovtagningen startade 12/6 -01 kl. 08.00 hos Spendrups och 12.00 i Gonäs. Vid Spendrups Bryggeri slutade den automatiska provväxlaren att fungera efter kl. 18.00 men kom igång igen vid 23.00 och fungerade sedan hela provtagningsperioden. I Gonäs fungerade allt enligt planerna den första provtagningsdygnet men under det andra dygnet fick man ett längre avbrott i mätserien, beroende på att provväxlaren stannat. Efter det andra dygnet kontrollerades provväxlarna. Då inget fel kunde konstateras hos dem förlängdes provtagningen med ett dygn för att få en komplett mätserie hos både Spendrups och i Gonäs. Den extra provtagningsperioden startade 14/6 kl. 08.00 hos Spendrups och kl. 12.00 i Gonäs. Inga komplikationer inträffade under den perioden.

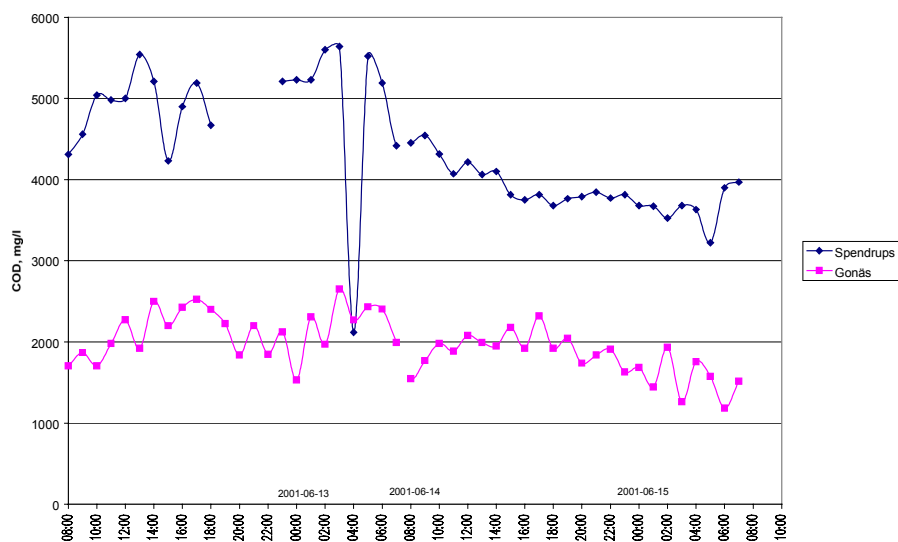
I Bilaga 1 återfinns resultaten för proverna tagna hos Spendrups och Gonäs. För parametern $\text{NH}_4\text{-N}$ var halterna under detektionsgränsen för prover tagna hos

Spendrups och därför är den parametern utelämnad i Bilaga 1. Belastningen från de olika mätpunkterna under mätperioden redovisas i Tabell 5.1.

Tabell 5.1. Belastning COD och totalfosfor från Spendrups och in till Gonäs reningsverk.

	Parameter	Spendrups	Gonäs	Andel från Spendrups
010613-010614	COD, kg	8280	8710	95 %
	P tot, kg	25	30	82 %
	Dygnsflöde, m ³	1694	4073	42 %
010614-010615	COD, kg	6270	6790	92 %
	P tot, kg	27	30	89 %
	Dygnsflöde, m ³	1616	3784	43 %

I figurerna nedan har mätningarna vid Gonäs reningsverk förskjutits fyra timmar bakåt i tiden så att värdena lättare kan jämföras med mätningarna vid Spendrups Bryggeri. I Figur 5.1 ses att en höjning av koncentrationen COD ut från Spendrups leder till en höjning av koncentrationen in till Gonäs. Spendrups stod under de två mätdygnen för drygt 40 % av flödet in till Gonäs, se Tabell 5.1. Räknar man med den spädningsseffekt som sker mellan provpunkterna hamnar koncentrationerna på ungefär samma nivå. Tittar man på COD-belastningen i Gonäs ser man också att Spendrups står för 92-95 % av belastningen, se Tabell 5.1.



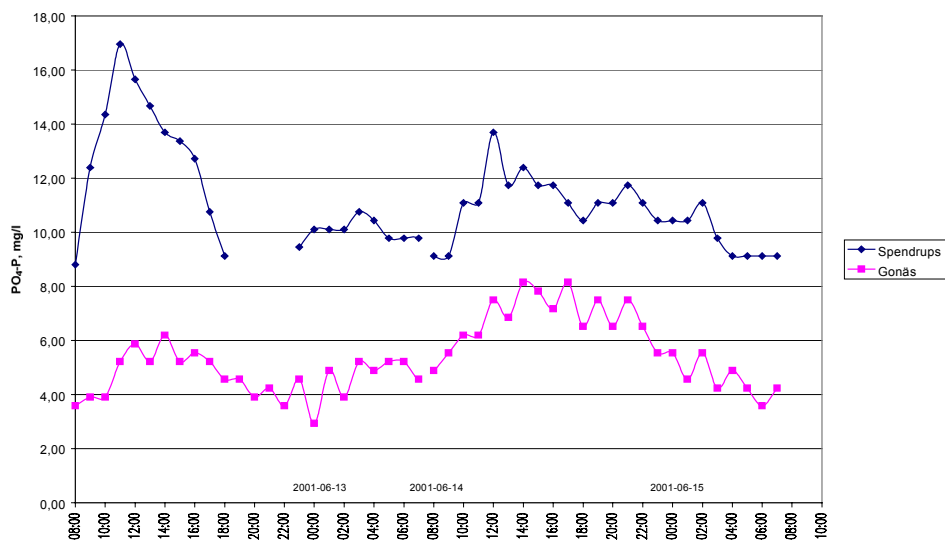
Figur 5.1. Koncentrationen av COD i prover tagna hos Spendrups och i Gonäs.

Totalfosforkoncentrationens variation över tiden under mätperioden återfinns i Figur 5.2. Resultatet för PO₄-P redovisas i Figur 5.3. Även för de olika fosforfraktionerna har man en samvariation mellan Spendrups och Gonäs. Det finns en antydning att koncentrationen av fosfor minskar i Gonäs i slutet av mätserien medan den uppmätta

koncentrationen hos Spendrups ligger relativt konstant. Detta kan bero på ett ökat flöde från andra källor än Spendrups, vilket medför att processvattnet späds ut och leder till en minskning av koncentrationen in till Gonäs.



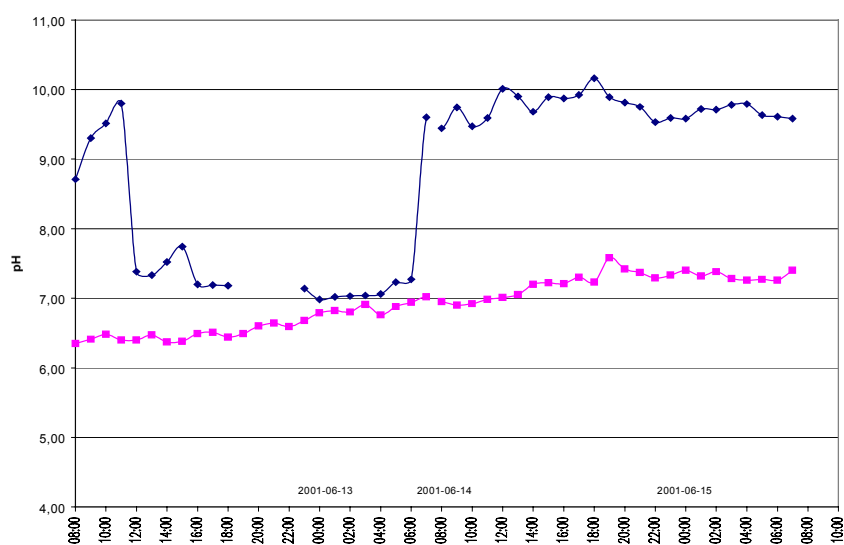
Figur 5.2. Koncentrationen av total fosfor för prover tagna hos Spendrups och i Gonäs.



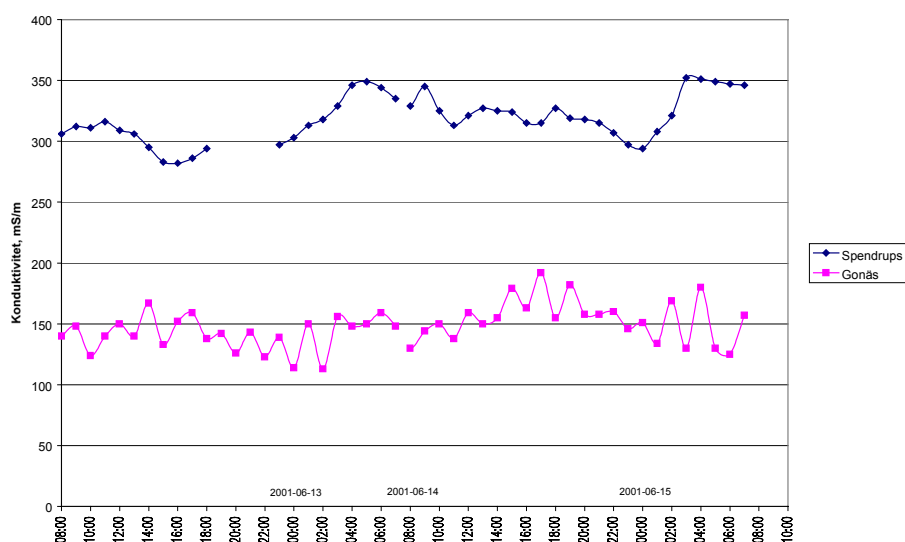
Figur 5.3. Koncentrationen av fosfatfosfor för prover tagna hos Spendrups och i Gonäs.

Spendrups stod under mätperioden för 82-89 % av den totala fosforbelastningen in till Gonäs, se Tabell 5.1.

I Figur 5.4 ser man att de kraftiga variationerna i pH hos det utgående vattnet från Spendrups inte ger upphov till några större förändringar i pH-värde för det inkommande vattnet till Gonäs. Under det sista mätdygnen ligger pH runt 9,5 i vattnet från Spendrups men när det når Gonäs ligger det runt 7,3. Att släppa vattnet från Spendrups med ett högt pH-värde är alltså inget problem med avseende på pH-värdet i det inkommande avloppsvattnet till Gonäs. Konduktiviteten visar samma typ av samvariation som COD-koncentrationerna, se Figur 5.5.



Figur 5.4. pH i utgående vatten från Spendrups och inkommande till Gonäs.



Figur 5.5. Konduktivitet i mS/m i utgående vatten från Spendrups och inkommande till Gonäs.

5.3 Diskussion

Belastningsvariationer för COD och olika fosforfraktioner ut ifrån Spendrups utjämningsbassäng leder till likartade variationer i inkommande vatten till Gonäs avloppsreningsverk. Spendrups står för mellan 82 % och 95 % av belastningen avseende dessa parametrar. Det är i linje med vad andra utredningar har kommit fram till. Eftersom vattnet har en uppehållstid på åtskilliga timmar i utjämningsbassängen bör som namnet antyder eventuella toppar in till bassängen slätas ut. Det som framgår av figurerna ovan, som visar belastningen av COD och fosfor, är att de variationer som uppkommer hos Spendrups även kommer att uppträda i det inkommande vattnet till Gonäs avloppsreningsverk. Mängderna vid de olika mätpunkterna var ungefär de samma, vilket tyder på att det inte sker särskilt stor nedbrytning under transporten i ledningsnätet från bryggeriet till reningsverket. Det höga pH-värdet i vattnet som släpps från utjämningsbassängen vid Spendrups gör att man heller inte förväntas få någon betydande nedbrytning innan vattnet når reningsverket. Beträffande pH ligger det relativt konstant både hos Spendrups och Gonäs förutom en period i början av den första mätperioden då det var ett lägre pH ut från Spendrups än normalt. Vid analys av kväveinnehållet i vattnet från Spendrups så låg halterna av ammoniumkväve under detektionsgränsen för analysmetoden, <2 mg/l. Även de stickprovsanalyser som utförts på nitratkväve visar lägre halter än de uppmätta halterna in till Gonäs. Ammonium- respektive nitratkvävet i inkommande vatten till reningsverket härstammar således till största del från det kommunala avloppsvattnet. Eftersom analyserna av ammonium- och nitratkväve gav låga halter för vattnet från utjämningsbassängen togs två stickprov ut för analys av Kjeldahl-kväve. Dessa analyser gav för de två undersökta proverna, ett från varje provdygn, halter på 45 mg/l Kjeldahl-kväve. Kjeldahl-kväve är ett mått på det organiskt bundna kvävet och ammoniumkväve.

6 Driftaspekter på separat ledning från bryggerier

6.1 Syfte och metod

Här belyses en del potentiella för- och nackdelar med separat ledning från bryggeriet till reningsverket.

I Falkenberg där man har problem med bildning av svavelväte i ledningen från Carlsbergs bryggeri och Arlas anläggning har försök gjorts att fälla ut bildad sulfid före biologin för att minska den negativa inverkan på bioslammet. Det tekniskt och ekonomiskt mest intressanta är att fälla sulfid med järnjoner. Om man fäller med

trevärt järn, t.ex. fällningskemikalierna PIX 110 eller 111, kommer man att fälla fosfor också. Det gäller då att balansera fällningen så att man inte får fosforbrist i det biologiska steget.

Om man i stället använder tvåvärt järn, oftast i form av järnsulfat, får man betydligt mindre fällning av fosfor. Det gäller åtminstone innan man kommer in i luftningen där tvåvärt järn oxideras till trevärt. Eftersom vi här var intresserade av att fälla sulfid och kanske lite COD, men knappast fosfat, så valde vi att försöka med järnsulfat. Det är dessutom mycket billigare än PIX (trevärt järn).

Ett faktor försök lades upp med 17 fällningar i labbskala. Som försöksvatten användes inkommande industrivatten efter fingallret. Mängden järn varierades mellan ca 10 och 60 mg Fe/l i form av järnsulfatlösning. Det motsvarar ca 50-300 ml PIX 111/m³ i järndos. Mängden polymer för flockning varierades mellan 0 och 5 mg/m³ och pH vid fällningen mellan 5,3 och 8,7. Den normala doseringen av kalciumnitrat stängdes av för att få en högre sulfidhalt. Trots det var sulfidhalten enligt mätningar låg (även om man tydligt kände svavelvätelukten). Därför tillsattes natriumsulfid motsvarande ca 5 mg S/l före fällningarna. Den nivån är rimlig, då totalhalten svavel i vattnet normalt ligger på drygt 10 mg/l.

Som utvärderingsparametrar användes halterna av sulfid, COD, tot-P, PO₄-P och susp i klarfasen efter 30 min sedimentering. Dessutom uppskattades bildad och sedimenterad slammängd.

6.2 Resultat

6.2.1 För- och nackdelar med separat ledning

Beroende på placering har de flesta bryggerier egen avloppsledning åtminstone en del av vägen till reningsverket. Det innebär att man har en ledningssträcka med hög halt av organiskt material och relativt hög temperatur. Eftersom vattnet inte är sterilt när det lämnar bryggeriet, och det dessutom finns en hud av bakterier i avloppsledningen startar en biologisk nedbrytning snabbt om vattnet inte är giftigt eller pH alltför långt från neutralt. Processen går snabbare ju högre temperaturen är (inom rimliga gränser) och går förstås längre ju längre ledningen är.

Eftersom inblandningen av syre är begränsad i ledningen blir förhållandena snabbt anoxiska (syrefria). Det innebär bland annat att sulfat och olika organiska svavelföreningar reduceras till svavelväte eller merkaptaner. Dessa luktar illa och kraftigt, och svavelväte är dessutom mycket giftigt. Svavelväte är också mycket korrosivt. Problem i ledningsnätet är alltså lukt som kan vara besvärande särskilt kring pumpstationer, arbetsmiljö för personal och korrosion på material.

pH och metallhalter bestämmer i vilken form det reducerade svavlet befinner sig. Vid låga pH (under 6,9) är huvuddelen i form av svavelväte. Vid ökande pH dominerar först vätesulfid, och sedan sulfidjoner. För att få så lite problem som möjligt av svavelväte i ledningen bör alltså pH vara relativt högt. De flesta metallsulfider är svårlösliga, vilket gör att halten av fritt svavelväte minskar ytterligare vid höga halter av t. ex järn i vattnet.

Andra problem med sulfidbildningen kan man se i det aeroba steget i reningsverket. Där kommer det reducerade svavlet, oavsett om det är i form av svavelväte, sulfidjoner eller fasta metallsulfider, att oxideras till sulfat. På den oxidationen lever en del trådbildande bakterier såsom *Thiothrix* och 021N. Alltför stora mängder av de här bakterierna kan ge problem med slamsvällning och slamförluster. Här räcker det alltså inte med att undvika just svavelväte, det är reduktionen av svavel i ledningen som ger problem i verket. En del av problemet blir man av med om metallsulfiderna avskiljs i försedimenteringen, men fällningen är oftast mycket finpartikulär och sedimenterar dåligt.

Det gäller alltså att helst helt undvika reduktionen av svavelföreningar. I Falkenberg gör man det idag med tillsats av kalciumnitrat tidigt i ledningen från Carlsberg och Arla. Nitratet reduceras till kvävgas under oxidation av organiskt material i ledningen. Så länge det finns tillräckligt mycket nitrat kvar i vattnet förhindras reduktionen av sulfat till sulfid. Den här metoden fungerar, men kostar mycket i form av kemikalier. Regleringen av tillsatsen är inte heller helt enkel, för låg tillsats ger sulfidbildning och för hög tillsats ger nitratrester.

Andra sätt att störa den mikrobiella reduktionen är att sänka temperaturen, höja eller sänka pH radikalt, minska uppehållstiden eller sätta till ett gift. Gifttillsats är ingen bra lösning, men de andra är möjliga. En kylning av avloppet innan det lämnar bryggeriet kan ske genom värmeväxling, men man vill å andra sidan gärna ha det extra värmetillskottet i reningsverket. Ett annat sätt att ta ner temperaturen kan vara att leda in vatten från ett lämpligt naturligt vattendrag. Det både kyler och späder bryggeriavloppet. En förutsättning är förstås att verket klarar den högre hydrauliska belastningen och att inga utsläppsmängder ökar. Kortare uppehållstid kräver ombyggnad av ledningen, och antagligen en tryckledning med energiförbrukning.

Höjning eller sänkning av pH är det mest intressanta. Vid sänkning av pH måste man antagligen ner till mycket låga nivåer för att stoppa processen, och allt reducerat svavel skulle finnas i form av svavelväte. Vid höjning får man samtidigt en hämning av den mikrobiella processen och minimal andel svavelväte.

Bland de aktuella bryggerierna och verken är det bara Åbro-Vimmerby och Carlsberg-Falkenberg som har separat ledning hela vägen. I Gonäs och Bångbro känner man

sällan av något svavelväte. Skälet är troligen inblandningen av kommunalt avloppsvatten (och dagvatten), men högt pH i vattnet från bryggeriet kan också ha betydelse. Vid reningsverket i Haparanda har man regelmässigt svavelväte och sulfider, antagligen en kombination av vad som kommer i ledningen och vad som bildas i de överbelastade och delvis igensatta biobäddarna.

I Vimmerby är ledningen bara 400 m. Det är dessutom en tryckledning så uppehållstiden är alltså mycket kort. Man har inga problem med svavelväte i Vimmerby.

I Falkenberg är ledningen ca 7 km och bygger till stor del på självfall. Det gjorde att problemen med svavelväte var stora innan man började dosera nitrat.

Så här långt har det bara handlat om nackdelar med en separat ledning från bryggeriet. Det finns emellertid också potentiella fördelar. Den viktigaste är om man vill behandla bryggeriavloppet på ett annat sätt än det kommunala avloppet, men ändå vid det kommunala reningsverket. Så är fallet i Falkenberg, där man förbehandlar industriavloppsvattnet i ett par SBR-anläggningar innan det går till slutlig kemisk rening med resten av vattnet som innan dess passerat en normal aktivslamprocess med kväveavskiljning. Ett delflöde av det BOD-rika industrivattnet används också för denitrifikationen i huvudlinjen.

I Vimmerby har man stora utjämningsvolymmer för att komma ifrån variationer i flöde, pH och sammansättning. Bryggerivattnet behandlas sedan separat i två biobäddar med kraftig recirkulation innan det går in i slutbehandling med det kommunala vattnet.

6.2.2 Försök med fällning av järnsulfid

Det kommunala avloppsreningsverket i Falkenberg planerar att införa systemet med förhöjt pH i ledningen i samarbete med Carlsberg. Man vill ändå testa möjligheten att fälla ut den sulfid som trots allt kan bildas innan den når biologin.

Fällningsförsöken genomfördes i Falkenberg 18-19 juli 2001. Problemen är normalt störst under sommaren, säkert beroende på temperaturen. Trots det gjorde vi enligt ovan en extra tillsats av sulfid för att säkert ha något att fälla ut. På eftermiddagen 18 juli gjordes orienterande försök för att hitta rätt polymer. Man fick en bra klarfas med Magnafloc 919. En standardkurva för fotometrisk bestämning av svavelväte (efter surgörning av provet) togs fram.

Vid start av faktorörsöket gav alla olika doser av järn en tydlig svart, finpartikulär fällning. Den flockade däremot mycket sämre än dagen innan, och "klarfasen" var så svart att den måste filtreras innan man kunde bestämma svavelväte och PO₄-P. När inte ens den högsta dosen av polymer gav ett godtagbart resultat avbröts försöket efter

7 fällningar. Försök med fyra andra polymerer med olika laddning gav inte bättre resultat. Uppenbarligen hade vattnet helt ändrat karaktär från den ena dagen till den andra. Dessutom gav svavelväteanalyserna mycket märkliga resultat som tydde på att den tillsatta sulfiden snabbt fäste på partiklar i vattnet, även utan närvaro av järn. Eftersom partiklarna filtrerades av blev halterna mycket låga trots tillsatsen.

Av det halvt genomförda försöket framgick i alla fall att:

- Minskningen av COD var bara 2-17 %. Hög järndos och högt pH gav bägge en ökad avskiljning.
- Minskningen av tot-P var 4-41 %, och den gynnades av samma förhållanden som COD-minskningen.
- PO₄-P minskade med mellan 9 och 78 %. Här tycktes pH ha störst betydelse, med ett optimum vid pH 7.
- Polymerdosen hade ingen klar inverkan, vilket är naturligt då flockningen fungerade så dåligt.

Av samma skäl syntes ingen klar inverkan på resthalten av suspenderat material. Den var hela tiden hög, mellan 150 och 300 mg/l med en tendens till lägre halter vid höga järndoser.

6.3 Diskussion

Det mest aktuella problemet med att ersätta nitratdoseringen i Falkenberg är fortfarande olöst. Det mest intressanta alternativet (och det billigaste) borde vara att släppa vattnet från Carlsberg vid ett högre pH, ca 10. Så länge pH är så högt skulle man helt undvika svavelvätelukt och troligen också bildning av sulfid. Det finns ett frågetecken för Carlsberg och två för reningsverket. För Carlsberg gäller det kostnaden för att justera pH till ca 10 i utloppet från uppehållsbassängen. Vad är medel-pH? Kommer man att få ett överskott av sura delströmmar? Kan dessa i så fall släppas under korta perioder insprängda i det alkaliska vattnet?

För verket och ledningen är frågan om pH kommer att sjunka under vägen till verket. Om det gör det kan man vänta sig problem i slutet av ledningen och in till verket, om än mindre än idag. Om pH å andra sidan inte sjunker är frågan om biologin klarar att neutralisera vattnet. Det är tveksamt eftersom det höga pH-värdet främst beror på lut, och inte nedbrytbara organiska föreningar. Någon utjämnande effekt av kommunalt vatten finns inte heller i SBR-anläggningen. Klarar de eventuella, kontrollerade,

syrastötarna från bryggeriet att hålla pH? Med rätt styrning blir ju pH in till verket detsamma som idag, men vad kostar en sådan styrning?

Parallellt med pH-försök kan man fortsätta försöken med fällning. Det är troligen trots allt bättre att använda trevärt järn vid ett nytt försök. Genom att man får bättre fällning av organiskt material och fosfor ökar man också chansen att kunna flocka ut fällningen. Utfälld sulfid måste ju avskiljas och föras till röt-kammaren för att inte ställa till problem i luftningen. Om man håller fast vid tvåvärt järn och får den svår-sedimenterade fällningen finns möjligheten att avskilja den med mikrofiltrering, men det skulle kosta minst 2 kr/m³.

7 Driftaspekter på biobädd och bryggeri-avloppsvatten

7.1 Syfte och metod

Vid fyra av de fem kommunala avloppsreningsverken i detta projekt har man biobädd. Anledningen till att det är vanligt förekommande är att biobäddar anses vara en billig teknik för att reducera organiskt material samt att biobäddar anses vara stabila vid drift. Vid tre av de fyra verken har man dock upplevt stora driftproblem med biobädden, Bottenvikens, Bångbro och Gonäs avloppsreningsverk. Vid det kommunala avloppsreningsverket i Vimmerby har man inte upplevt denna typ av driftstörningar på biobäddarna. Eftersom biobäddarna i samtliga fall efterföljs av ett aktivslamsteg innebär det att en dåligt fungerande biobädd även påverkar driften på det efterföljande aktivslamsteget. Syftet med detta delprojekt är att belysa driftaspekterna på biobäddar för att se hur driften kan ändras för att minska eller helt reducera driftstörningarna. Resultaten baserar sig på sammanställningar från de olika verken, litteraturstudie, mikroskopering samt VA-ingenjörernas försök vid Bångbro avloppsreningsverk.

7.2 Resultat

Mikroskopering av slamprover från Gonäs och Bottenvikens avloppsreningsverk genomfördes för att försöka finna den mikrobiella orsaken till igensättningen av biobäddarna. Den höga belastningen av organiskt material ledde till misstankar om att s.k. zoogloala bakterieflockar skulle kunna tillväxa. Det är väl känt att dessa bakterier gynnas vid höga belastningar av organiskt material i kombination med låg när-salts-belastning. Mikroskopering av slamprover från Gonäs avloppsreningsverk tagna under våren visade att den övervägande delen av biofilmen bestod av zoogloala

bakteriestrukturer. Igensättningen hade uppenbarligen orsakats av tillväxten av dessa bakterier. Problemet med zoogalea bakterier i driftförhållanden med näringsbrist och höga koncentrationer av organiskt material är att de producerar stora mängder extracellulära polysackarider. Konsistensen på detta slam är slemmig, vilket gör att man ofta brukar säga att man har slemflockar i biosteget. Polysackariderna har den negativa egenskapen att de gärna binder in stora mängder vatten med vätebindningar vilket resulterar i att slammet sväller och blir voluminöst. Detta fenomen kan i vissa fall även göra att slammet blir svåravvattnat eftersom vätebindningarna till vattnet är mycket starka.

Forskare i Kanada har nyligen visat att vattnets temperatur är av stor betydelse vid igensättning av biofilter (Le Bihan och Lessard, 2000). Vid temperaturer på 7-13 °C utgjordes ca 41 % av det organiska materialet i biofilterslammet av polysackarider, medan motsvarande siffra för temperaturer på 15-18 °C var ca 26 %. De låga temperaturerna som förekommer på våren p.g.a. smältvatten kan alltså vara en del av förklaringen till att biobäddarna sätter igen.

Litteratursammanställningen gav inte så mycket värdefull information om just driftaspekterna. Anledningen till de bristfälliga data var flera, bland annat har man räknat belastning på olika vis och de flesta artiklarna baserar sig på laboratorieundersökningar. I medeltal på Bottenvikens reningsverk är belastningen på biobäddarna 2,9 kg BOD/m³ dygn, maxbelastningarna har varit 4 kg/m³*dygn. Stundtals har även suspenserna från bryggeriet varit höga, suspensläppen från bryggeriet har varit 1000 kg/dygn och tillståndet är 300 kg/dygn. På så vis kan man säga att störningarna på biobäddarna dels beror på en högre belastning än dimensionerat och dels kan bero på att det suspenderade materialet från bryggeriet kan sätta igen biobäddarna. Ett sätt att öka kapaciteten på biobäddarna är att öka recirkulationsgraden, på det sätt som VA-ingenjörerna har gjort vid Bångbro avloppsreningsverk.

7.3 Diskussion

Tre av de fyra verken som har biobädd har upplevt problem med igensättning av dessa. Det beror dock på lite olika saker. På Gonäs avloppsreningsverk har man blivit av med de konstanta igensättningarna till följd av att Spendrups bryggeri med processinterna åtgärder lyckats minska den utgående belastningen något. På Gonäs upplevde man ändå en del störningar under våren som helt kan förklaras av kraftig tillväxt av zoogalea bakteriestrukturer. Tillväxten av dessa under våren kan antagligen hämmas genom tillsats av näringsämnen. Vid Bottenvikens reningsverk har man med jämna mellanrum överbelastat biobäddar vilket även leder till anaeroba förhållanden och bildning av svavelväte. Ett sätt att få bukt med den problematiken är att på samma sätt som på Spendrups bryggeri se till möjligheterna att minska på de belastningsrika

strömmarna. Andra möjligheter är att förändra driften av biobädden på samma sätt som man gjort på Bångbro avloppsreningsverk, eller att implementera ett förfällningssteg på samma sätt som man har i Vimmerby för att på så vis minska belastningen in till biobädden.

8 Förfällning – en metod att minska belastningen på biosteget

8.1 Syfte och metod

Syftet med denna studie var att undersöka möjligheterna att fälla suspenderade ämnen och organiskt material innan biobädden på Gonäs reningsverk respektive Haparandas reningsverk. En lyckad fällning här skulle kunna avlasta reningsverkens biobäddar, som i dagsläget stundom är överbelastade till följd av BOD-innehållsrika avloppsflöden från kopplade bryggerier.

I Gonäs-fallet föreligger ytterligare ett problem som kommer att beaktas. Mängden löst fosfat och kväve in till verket är lågt, p.g.a. att bryggeriet står för den största mängden av avloppsvattnet till verket. Detta medför att under vissa perioder på året är läget gynnsamt för zoogalea bakterier, vilka bildar extracellulära polysackarider som absorberar en stor mängd vatten. Utöver detta bidrar de zoogalea bakterierna till att bioaktiviteten sjunker i biobädden.

Två olika avloppsvatten uttagna efter galler skickades till IVL för fällningskemikalieförsök. Avloppsvattnen kommer från två olika reningsverk, Gonäs reningsverk samt Bottenvikens reningsverk. De vattenprover som skickades skiljer sig avsevärt på både innehåll, lukt och färg. Det svarta (anaeroba) vattnet från Haparanda innehåller ungefär sex gånger så mycket löst fosfat, fem gånger så mycket suspenderade ämnen samt två gånger mer filtrerat COD jämfört med det ljusgula ölluktande från Gonäs.

Vid val av kemikalier lades fokus på fällningskemikaliernas basisitet dvs relationen mellan hydroxid (OH) och aluminium (Al). Denna relation ger en indikation på hur väl en fällningskemikalie destabiliserar lösning, dvs hur väl den får partiklar att flockulera. Ett högt OH/Al resulterar i högt laddningstal, vilket i sin tur ger en avsevärt bättre möjlighet att destabilisera lösningen. Tabell 8.1 nedan visar teoretiska beräkningar m.a.p. OH/Al förhållande i vattenfri miljö i relation till laddningstalen (vänstra kolumnen). Kolumnen av störst intresse för denna utvärdering är dock den högra. Den är baserad på praktiska försök och visar hur mycket mindre mängd fällningskemikalie som behövs tillsätts i relation till ett högre laddningstal. Ett exempel på hur Tabell 8.1

kan tolkas är: Det behövs 7.1 gånger mindre mängd $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$ än Al^{3+} för att destabilisera, flockulera, samma mängd partiklar.

Tabell 8.1. Exempel på kemikaliers olika basisitet.

Jon	Jonkoncentration i molar enligt Sculze – Hardy-regeln	Metallkoncentration i molar som krävs
Fe^{2+}	11,4	11,4
Al^{3+}	1	1
$\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$	1/5,6	1/2,8
$\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$	1/21	1/7,1
$\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$	1/161	1/12,4

Utrustningen bestod av höga en-liters bägare som anpassats till miniflockulatorerna och tidur. Till avloppsvattnet som hämtats efter galler, doserades fällningskemikalier med olika basisitet och aktiv metalljonhalt. Fällningskemikalierna doserades med avseende på mängd aktiv metalljon. Två olika nivåer testades av varje fällningskemikalie, 500 mmol respektive 750 mmol aktiv substans per kubikmeter vatten (Me/m^3). Dessa tillsatser kan betraktas som relativt höga. Att dessa nivåer ansattes beror på att avloppsvattnen är obehandlade influenter (förutom fysisk separation med galler) till verket och således innehåller förhållandevis mycket suspenderade ämnen.

Fällningsförsöket utfördes på följande sätt. Fällningskemikalie sattes till en liter avloppsvatten som var under kraftig omrörning. Under två minuter ägde den kemiska reaktionen, dvs fällningen, rum. Därefter sänktes omrörningshastigheten avsevärt, ett steg som simulerar flockuleringssteget på reningsverket. Flockuleringssteget pågick under 5 minuter. Nästa steg var en halvtimmes lång sedimentering. Under sedimenteringstiden gjordes visuella bedömningar på sedimenteringshastighet, flockstorlek, klarfasens grumlighet och slamvolym. Dr Langes test användes för bestämning av COD, COD GF/A-filtrerat (CODf), ortofosfat och totalfosfor. Därutöver gjordes analyser på mängd suspenderade ämnen i klarfas. De kemikalier som användes visas i Tabell 8.2. Under den andra kampanjen i Gonäs användes en katjonisk polymer vid vissa av försöken.

Tabell 8.2. Kemikalier vid fällningsförsöket.

Kemikalie	w% Al	Densitet (g/cm ³)	OH/Al	Övrigt
A	5,5	1,25	2 – 2,3	Natrium
B	5,4	1,26	1,8 - 2	mkt SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺
C	7,3	1,31	0,9 – 1,5	Tillsats → högbasisk
D	5,1	1,21	1,1 –1,4	sulfat
E	8,2	1,34	1 – 1,3	
F	4,9	1,16		
G	9	1,37		

8.2 Resultat

Avloppsvatten efter galler från Gonäs och Haparanda reningsverk testades med ett batteri av fällningskemikalier med olika egenskaper. Överlag fungerade fällningskemikalierna mycket bra i avseende på fällning av suspenderade ämnen och partikulärt fosfor. Resultaten visar också att en avsevärd mängd löst COD också fälldes ut. Det beror med stor sannolikhet på att den lösta COD:n var högmolekylär och fälldes ut vid tillsatts av de olika metallsalterna. Det gavs tydliga indikationer, på Bottenvikens vatten, att fällningskemikalierna med ett högt OH/Al förhållande fällde mindre löst fosfat. Dessa samband var ej lika tydliga på Gonäs vatten, detta beror dock med största sannolikhet på att doseringen av fällningskemikalier var något hög i Gonäs-fallet.

Då Gonäs avloppsvatten var svårare att fälla gjordes ytterligare en förfällningskampanj på deras vatten. De visuella resultaten var lovande då de tydligt visade att en mängd flockar bildades. Dessa var dock för lätta för en god sedimentering (se Bilaga 2), ytterligare en polymer krävs för att uppnå önskade resultat, dvs. fälla COD och samtidigt behålla löst fosfat.

Generellt för båda avloppsvattnen är att slamvolymen som bildades var proportionell mot reducerad mängd suspenderade ämnen. I samtliga fall innehöll klarfasen en mindre mängd flockar vilka var för lätta för att sedimentera. Detta är en typisk effekt när aluminiumjoner används som aktiv fällningsjon. Aluminiumjonerna ger oftast ett lätt och luftigt slam i förhållandevis till järnflockar som är något kompaktare och därmed sedimenterar snabbare.

8.2.1 Gonäs

Kampanj 1

Vad det gäller det obehandlade vattnet visar analysresultaten på följande resultat. Ca 35 % av fosfor förelåg i form av ortofosfat, PO_4^{3-} (se Bilaga 2). Resterande del kan antas vara partikelbundet. Det organiska materialet var till största del, ca 60 %, i löst form. Vattnet hade en susphalt på 92 mg/l, där de suspenderade ämnena bestod av organiskt material till 100 %.

Vattnets halt av organiskt material kunde till viss del reduceras med hjälp av de olika fällningskemikalierna. Efter fällningsförsöken var 90-100 % av det organiska materialet i löst form, d.v.s. i stort sett allt partikelbundet organiska material hamnade i slammet. Detta avspeglas även i susphalterna för de behandlade vattnen. Det suspenderade materialet reducerades med över 90 % för alla kemikalier utom D1 (se Bilaga 2).

Generellt kan man säga att lite mer än hälften av total COD togs bort under försöken. Bäst resultat erhöles för C2, E1 och E2, där total COD minskade med ca 60 %. D1 var den enda kemikalie som inte klarade av att minska total COD till hälften. För denna var minskningen ca 45 %. Löst COD minskade som mest med ca 40 % (E1 och E2) och som minst med ca 20 % (D1)

Alla utprovade fällningskemikalier visar sig vara mycket effektiva på att minska fosforhalten i vattnet, både den lösta och den partikulärt bundna fosfor. D1 är den som tar bort minst fosfor. Efter fällning med D1 innehåller vattnet 0,4 mg/l totalfosfor varav hälften är i form av ortofosfat.

Kampanj 2

Kampanj 2 som utfördes på plats på Gonäs reningsverk 9-10:e maj 2001, blev de visuella resultaten av fällningen på inkommande vatten det viktigaste. Det visades snabbt att flockarna som bildades till viss del var för lätta och små för att sedimentera väl, därav de höga beräknade COD-resultaten i Bilaga 2. Det positiva med provomgången är att det visades att löst COD fälldes ut och bildade flockar. De uppmätta resultaten indikerade att fällningskemikalierna med hög basisitet inte fällde ut det lösta fosfatet i någon större utsträckning.

8.2.2 Bottenviken

Det obehandlade vattnet från Bottenvikens reningsverk hade ett högre COD-innehåll än vattnet från Gonäs (se Bilaga 2). Ca 35 % av det organiska materialet var i löst form. Vattnet hade en hög susphalt, där suspen till ca 90 % bestod av organiskt

material. Fosforhalten var också högre än för Gonäs. Ca 65 % av den totala fosfor förelåg som ortofosfat.

Efter fällningsförsöken hade total COD reducerats med 60-70 %. Kemikalierna hade mindre effekt på löst COD, med en minskning på 10-20 %. C2 och D2 gav det bästa resultatet m.a.p. minskning av löst COD. Alla kemikalier gav en mycket bra avskiljning av susp, över 95 %.

En stor del av fosfor togs bort i fällningen, men det var högre halter fosfor kvar efter fällning än för Gonäsvattnet. De högsta kvarvarande halterna av fosfor förelåg efter fällning med A2 och B1. Mycket av den partikelbundna fosfor hamnade i slammet till följd av den avsevärda minskningen av susp. Större delen av kvarvarande fosfor var i form av ortofosfat.

8.3 Diskussion

8.3.1 Gonäs

Kampanjerna visade att det finns möjlighet att styra fällningen med avseende på löst fosfat och COD. Detta är dock svårare i Gonäs än i Bottenvikens reningsverk p.g.a. det inkommande vattnets egenskaper. De ekonomiska aspekterna bör beaktas innan en större kampanj utförs tack vare att det med största sannolikhet krävs två polymerer för att få bra resultat.

En lyckad fällning skulle kunna möjliggöra reduktion av zoogalea bakterier.

8.3.2 Bottenviken

I detta fall indikerades att fällningskemikalier med hög basisitet fungerade bäst. I val av fällningskemikalie på denna korta studie så rekommenderas en mer omfattande studie av de tre (A, B och C) bästa fällningskemikalierna i kombination med en kostnadsanalys, då fällningskemikalierna med hög basisitet tenderar att kosta mer än konventionella fällningskemikalier.

9 Flotation som separationsmetod

9.1 Syfte och metod

Syftet med denna studie var att undersöka möjligheten att separera flockarna efter fällning med hjälp av flotation istället för sedimentering som användes vid de tidigare

fällningsförsöken. Vatten från Bottenvikens reningsverk användes i undersökningen. Som i de tidigare försöken undersöktes även fällningskemikaliernas möjlighet att ta bort organiskt material samtidigt som tillräckligt mycket fosfor fanns kvar till den efterföljande biologiska reningen i verket. Kostnader för de två alternativen (sedimentering/flotation) jämfördes, både med avseende på investering och drift.

20 l avloppsvatten togs ut efter rens gallret på Bottenvikens reningsverk. Prov togs ut för en direkt analys av suspenderat material, pH, COD, BOD och totalfosfor innan vattnet skickades till IVL i Stockholm.

Flotationsförsöket utfördes på liknande sätt som beskrivits ovan för fällningsförsöken med den skillnaden att flockarna ej tilläts sedimentera utan istället floterades med hjälp av dispersionsvatten. Fällningskemikalie sattes till 800 ml avloppsvatten som var under kraftig omrörning. Efter två minuter sänktes omrörningshastigheten för flockulering. Efter det fem minuter långa flockuleringssteget tillsattes 100 ml dispersionsvatten, vilket bestod av destillerat vatten vari luft lösts in under ett övertryck av 5 bar. Dispersionsvattnets uppgift är att tillföra små luftbubblor i avloppsvattnet som får flockarna att stiga till ytan. Efter en halvtimme togs ett prov på klarfasen för analys av suspenderade ämnen, COD, GF/A-filtrerat COD (CODf), ortofosfat och totalfosfor. Under floterings tiden gjordes visuella bedömningar på floteringshastighet, flockstorlek, klarfasens grumlighet och slamvolym.

De kemikalier som användes under försöket utgjordes av de tre som gav bäst resultat vid de tidigare fällningsförsöken samt ytterligare två som ansågs intressanta att undersöka, se Tabell 9.1. Samtliga kemikalier var aluminiumbaserade och av varje kemikalie testades två nivåer på doseringen. Det avloppsvatten som användes vid flotationsförsöket innehöll mindre suspenderat material och COD än det som användes vid det tidigare fällningsförsöket, 57 % av de tidigare värdena. För att få samma dosering per COD vid de två försöken reducerades doseringsmängderna till 285 respektive 428 $\mu\text{mol Al}^{3+}$ /liter avloppsvatten från tidigare 500 och 750 $\mu\text{mol/liter}$.

Tabell 9.1. Fällningskemikalier som användes under flotationsförsöket. A, B och C användes även vid det tidigare fällningsförsöket.

Kemikalie	w% Al	Densitet (g/cm ³)	OH/Al	Övrigt
A	5.5	1,25	2 – 2,3	Natrium
B	5.4	1,26	1,8 - 2	mkt SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺
C	7.3	1,31	0,9 – 1,5	Tillsats → högbasisk
D	4,9	1,16		
E	7	1,27		

9.2 Resultat

9.2.1 Flotationsförsök i labbskala

Överlag fungerade flotationstekniken bra på det slam som bildades vid kemikalietillsatserna, se analysvärden och kommentarer i Bilaga 3. Vid alla försök sedimenterade en viss del av slammet istället för att flyta upp på ytan. Trots att det förekom flockar i klarfasen på flera av proverna reducerades mängden suspenderat material med mellan 93 och 99 % vid samtliga försök. Den effektiva minskningen av suspenderat material medförde att i stort sett all partikelbunden COD avskiljades under försöken. Filtrerat (löst) COD utgjorde ca 70 % av total COD och reducerades med 20-30 % i de olika försöken. Totalfosforhalten minskade som minst med 60 % (låg dosering av C och D) och som mest med 90 % (hög dosering av E). Minskningen i fosfatfosfor varierade mellan 40 och 90 %. Högst kvarvarande halt av fosfatfosfor erhöles med låg dosering av D, men det fallet gav också bland de sämre resultaten vad det gäller minskning av totalt och löst COD. De kemikalier som mest effektivt minskar löst COD tar å andra sidan även bort en betydande del fosfor, som man egentligen vill ha kvar för att förhindra näringsbrist i den biologiska reningen.

9.2.2 Flotation vs sedimentering

En jämförelse mellan anläggningskostnader för flotation och sedimentering har utförts med hjälp av Kjell Hedlund på IFO Vattenrening. Beräkningarna grundas på dimensioneringsdata från Bottenvikens reningsverk.

För sedimentering krävs det en bassäng med ytan 8 x 60 m och djupet 3 m. Försett med överbyggnad av plåt skulle en komplett anläggning innehålla:

- belysning
- värme
- gångplan
- slampumpar
- rör
- slamskrapa
- flytslamränna
- avdragsrännor

En sådan anläggnings totala kostnad är ca SEK 8 000 000.

Att uppföra en flotationsanläggning med dimensionerna 11 x 13 m, höjd 6 m och komplett enligt sedimenteringsanläggningen skulle kosta SEK 7 000 000.

För båda dessa förslag ingår inte flockningssteg, ev personalutrymmen och driftkostnader.

En uppskattning av driftkostnaderna för dessa två anläggningar är att driften av flotationen är ca 10 procent dyrare jämfört med sedimentering. Detta beror på att det krävs mer energi för att pumpa runt dispersionsvattnet samt för luftning/trycksättning av dispersionsvattnet.

9.3 Diskussion

De utförda försöken visar på att flotation ger likvärdiga resultat med de tidigare utförda fällningsförsöken med avseende på reduktion av organiskt material och fosfor. Vid flotation fås en bra reduktion av det organiska materialet men även en minskning av fosforinnehållet. Reduktionen av COD är i samma storleksordning oberoende av dos och fällningskemikalie. Av de testade fällningskemikalierna är det en låg dosering av C och D som ger den högsta reduktionen av COD men behåller så mycket som möjligt av fosfor. Kemikalie C användes även vid fällningsförsöken och där gav en låg dosering av C den lägsta reduktionen av fosfor samt en likvärdig reduktion av COD jämfört med de övriga fällningskemikalierna. En generell uppskattning är att det går åt 0,6 mg fosfor för biologisk reduktion av BOD-innehållet med 100 mg. Om man använder sig av den uppskattningen skulle det innebära att den fosfor som finns kvar i de utförda försöken räcker för att bryta ned COD innehållet. För att inte få en för hög halt fosfor ut ska valet av fällningskemikalie och dosen vara sådan att den kvarvarande fosfor efter fällning går åt vid nedbrytning av COD-innehållet. Man måste då även räkna med att det återstår en resthalt COD efter det biologiska steget. Data från tidigare mätningar vid Bottenvikens reningsverk visar på resthalter kring 200 mg/l i vattnet ut från luftningssteget (Röttorp J. m.fl. 1999).

Kostnadsberäkningarna ovan utgår från nybyggnation av bassänger. En tänkbar lösning om sedimenteringsalternativet väljs är att bygga om en befintlig sedimenteringsbassäng så att den kan användas efter förfällningssteget. Kostnaden för detta alternativ har inte tagits fram, men det torde bli billigare rent konstruktionsmässigt. Avseende investering i en flotation- eller sedimenteringsanläggning ska även driftsäkerheten beaktas. Risken för störningar vid drift av en flotationsanläggning är större beroende på igsättning av luftningsdysorna.

10 Närsaltsbalanser i Gonäs reningsverk

10.1 Syfte och metod

Reningsverket i Gonäs har under flera år haft problem med igsättning av biobädden. En orsak är säkert överbelastning med lättnedbrutet organiskt material från Spendrups

bryggeri, men stor förekomst av bakterier med en slemkapsel (zoogloala bakterier) kan tyda på närsaltsbrist.

Sedan sommaren 2001 har man doserat in en närsaltslösning i ledningen till reningsverket. Det har primärt gjorts för att stimulera de inköpta bakteriekulturer som har doserats sedan 1999. Samtidigt har emellertid biobädden fungerat bättre än på länge, med upp mot 70% minskning av COD. Frågan är om den här tillsatsen av närsalter är orsaken, och om man kan förvänta sig att det ska gå så här bra i fortsättningen.

I den här enkla undersökningen bestäms halten av närsalter i olika delar av reningsanläggningen. Halterna jämförs med organisk belastning och den extra tillsatsen av närsalter.

19-26 november 2001 togs flödesproportionella dygnsprover ut av reningsverkets personal. Proverna konserverades och skickades till IVL för analys. Prover togs ut i fyra positioner:

1. inkommande vatten före försedimentering (efter närsaltstillsats),
2. efter försedimenteringen,
3. efter biobädden och
4. utgående vatten.

Vid IVL analyserades alla proverna med avseende på COD, ammoniumkväve, nitratkväve och fosfatfosfor med Dr Lange ampuller. Kjeldahlkväve och totalfosfor bestämdes med ackrediterade standardanalyser för alla respektive 12 prover.

En del uppgifter om den tillsatta näringslösningen erhöles från Olga Bengtsson, Real Bioteknik.

10.2 Resultat

10.2.1 Inkommande vatten

Tabellen i Bilaga 4 visar alla analysdata. Där framgår också flödesvariationen mellan dygnen. 19 november var en måndag, och provet märkt 19-20.11 är dygnsprov från måndag morgon till tisdag morgon. Man ser att flödet över helgen 24-25 november var ca 20 % lägre än mitt i veckan, liksom att halten organiskt material (mg COD/l) var lägre under helgen. Det betyder att den organiska belastningen (kg COD/dygn) var betydligt lägre under veckoslutet. Belastningen under söndagen var bara 40 % av den under onsdagen.

Vad gäller kväve i vattnet så var andelen ammoniumkväve betydligt mindre än för ”normala” kommunala avloppsvatten, under vardagarna bara ca 10 %. Under helgen ökade andelen till ca 20 %, och dessutom ökade mängden av ammonium. Det tyder inte bara på att en stor del av bryggeriets kväve är i organiskt bunden form, utan också på att ammoniumkväve från den kommunala sidan binds upp av någon komponent i bryggeriavloppet. Tänkbart är också att något i bryggeriavloppet stör analysen av ammonium. Variationen i totalkvävemängd över veckan är mindre än för organiskt material.

Förhållandet COD/tot-N låg under provveckan mellan 29 och 47. Det kan jämföras med ”normala” kommunala avloppsvatten där kvoten är mellan 10 och 13. Om man dessutom betänker att COD i Gonäs är ovanligt lågt, och att en mindre del av kvävet tycks vara i form av lättillgängligt ammonium, blir skillnaden i praktiken ännu större. Samtidigt vet man att för vanliga kommunala avloppsvatten har man ett stort överskott av kväve.

Fosforhalten var under söndag-måndag 25-35 % lägre än under resten av veckan. Förhållandet COD/tot-P i inkommande vatten varierade mellan 120 och 150, att jämföra med normalkvoten 65-70. Som väntat finns det alltså lägre halt av både kväve och fosfor i det inkommande vattnet än vid de flesta verk. Frågan är dock om halterna ändå är tillräckligt höga.

Närsaltstillsats

Den inkommande totalmängden kväve var 85-140 kg/dygn och ammonium-N <9-18 kg/dygn för de olika dagarna. Motsvarande siffror för totalfosfor och fosfatfosfor var 19-36 kg/dygn (beräknat från kvoten PO₄-P/tot-P och analys av PO₄-P) respektive 16-30 kg/dygn. Den tillsatta näringslösningen uppgavs innehålla 24 % N, 3 % P och 3 % K. Med den aktuella tillsatsen 1,5 l/dygn och tätheten 1,2 kg/l blir tillsatsen 0,43 kg N och 0,05 kg P per dygn, alltså mindre än 0,5% av totalmängden. Av de lättillgängliga mängderna är det 2-5 % för kväve och 0,2-0,3 % för fosfor. Närsalterna som sådana kan alltså inte ha någon betydelse för omsättningen i biobädden eller aktivslamsteget. Om lösningen innehåller annat som kan stimulera växten är okänt. Det är också oklart hur näringslösningen kan hjälpa de tillsatta bakterierna att etablera sig i systemet.

10.2.2 Efter försedimentering

I försedimenteringen sker en viss utspädning med bioslamuttag och kemsam från efterfällningen. Mängdsiffrorna i Bilaga 4 är korrigerade för denna. COD minskade mycket måttligt, med undantag för söndag-måndag. Kväve och fosfor minskade i stället mer under vardagarna än under helgen. Det kan bero på större andel

partikelbundna närsalter från bryggeriet än från resten av avloppet. Mängden ammoniumkväve ökade en del över sedimenteringen.

10.2.3 Efter biobädden

Över biobädden minskade COD med ca 50 % under vardagarna, och upp till 70 % under helgen. Den procentuella minskningen var alltså som väntat större vid den lägre belastningen. Avverkningen varierade mellan 1400 och 2100 kg COD/dygn.

Minskningen av totalkväve var mer ojämn, mellan 13 och 50 %. Resthalten var fortfarande kring 10 mg N/l, vilket är ett stort överskott för biologin. Det förutsätter dock att kvävet är tillgängligt, och halten av ammonium-N var åtminstone under 2 mg/l (detektionsgräns för den här analysmetoden). Det kan alltså fattas tillgängligt kväve redan i biobädden.

Fosformängden minskade med över hälften i biobädden. Under förutsättning att proverna togs som totalprov och innehöll representativ mängd suspenderat material, betyder minskningen av kväve och fosfor en uppbyggnad av biomassa i bädden. En minskning av fosfor i vattenfasen inklusive suspenderat material med t.ex. 10 kg per dygn borde medföra en ökning av torrtäckt biomassa i bädden med kring 600 kg/dygn. Det förutsätter förstås utspolning under andra perioder.

Resthalten av fosfor ut från biobädden var fullt tillräcklig för biologin, även räknat som lättillgängligt fosfat.

10.2.4 Utgående vatten

Fram till den här provpunkten har vattnet passerat dels aktivslamsteget med simultanfällning, dels efterfällning. Det betyder att man inte kan säga något om fosforhalterna i eller direkt efter aktivslamsteget, men ur närsaltssynpunkt ser det ut att vara tveksamt med simultanfällningen. Förhållandet lättnedbrutet COD/tot-P i vattnet efter biobädden var så högt som 110-250, vilket tyder på att all fosfor borde gå åt till bildning av bioslam.

Halterna av COD i utgående vatten visar på en bra nedbrytning och/eller fällning av organiskt material.

Totalkväve minskade kraftigt över de här två stegen, men det är svårt att säga vad som beror på bildning av biomassa och vad som beror på utfällning av partiklar. Känsligare analys av ammoniumkväve behövs för säkrare utvärdering om det är akut kvävebrist, men data antyder att risken är stor. När totalhalten kväve under den här veckan var under 2 mg/l en dag kan man befara att det ibland råder verklig brist.

10.2.5 Mikroskopering av slam

Två slamprover, från biobädden och aktivslamsteget, studerades i mikroskop. Det från biobädden var svårt att analysera och typbestämma, men det innehöll betydligt mindre extracellulärt material än tidigare prover från bädden. Provet från luftningsbassängen innehöll höga halter av filament. Det ena filamentet var med säkerhet *Thiothrix* och det andra troligen *Beggiatoa*.

Thiothrix får sin energi genom att oxidera sulfid, vilket tyder på anaeroba betingelser. Dessa kan möjligen finnas redan i avloppstuben, men troligare i den överbelastade biobädden. Organismen gynnas av kväve- och fosforbrist och av lättnedbrutet organiskt material, det tycks alltså vara idealiska förhållanden för den vid höga belastningar från bryggeriet.

Beggiatoa oxiderar också sulfid, är vanlig i biobäddar, och spolas lätt vidare till efterföljande steg.

10.3 Diskussion

Det tycks alltså vara så att man åtminstone ligger på gränsen till närsaltsbrist i biologin. Om man vill utreda det ytterligare kan man för kvävet del under en längre tid analysera kväveföreningar i vattenfasen. De mest intressanta provpunkterna är efter biobädden och direkt efter aktivslam, före efterfällningen. Man borde analysera åtminstone Kjeldahl-N och ammonium-N, och kanske också nitrat-N.

Total-P och fosfat-P bör också analyseras i samma prover. Här kommer halterna efter aktivslam att påverkas av simultanfällningen. För att se om man har en verklig brist skulle man behöva avbryta doseringen av järnsulfat under en tid. Frågan är då också om man behöver en efterfällning för fosfors skull.

Om det visar sig att man ofta ligger på mycket låga resthalter av kväve och/eller fosfor i aktivslamsteget borde man göra försök med dosering av närsalter. Det ska då vara mängder som motsvarar kring 5 mg/l för kväve och 1 mg/l för fosfor.

Den anrikning av biomassa i bädden, som närsaltsbalansen antyder, borde undersökas närmre. Om det är riktigt måste genomspolningen av bädden ökas. Om bädden trots det blir överbelastad och anaerob bör man undersöka möjligheterna att leda en del av avloppsvattnet förbi biobädden direkt till aktivslamsteget.

11 Processändringar vid Bångbro avloppsreningsverk

11.1 Syfte och metod

Vid reningsverket i Bångbro har man haft problem med ojämn belastning från bryggeriet och igensättningar i biobädden vilket har resulterat i dålig rening och höga utsläppsvärden. För att förbättra driften vid Bångbro avloppsreningsverk genomförde Ljusnarsbergs kommun i samarbete med VA-ingenjörerna AB en rad åtgärder hösten 2000. Det som var intressant i det här sammanhanget var framför allt ökat recirkulationsflöde över biobädden samt möjlighet att pumpa vatten förbi biobädden. Detta krävde följande åtgärder:

- Ny recirkulationspump inklusive pumpgröp (dvs nu finns två likadana pumpar)
- Delvis ny ledning till biobädden
- Ombyggnad av spridare för att klara ett högre flöde samt effektivare spridarkoppar
- Ny nivålyftare som kan pumpa vatten förbi biobädden vid hög belastning eller vid igensättningsproblem

I denna rapport redovisas investeringskostnaden samt den resulterande förändringen i energiförbrukning för att ge en uppfattning om vad en dylik processförändring medför.

11.2 Resultat

Kostnaderna för ovanstående investering, inklusive el och styr samt projektledning, blev ca 400 000 kr. Recirkulationen över biobädden ökades från 3 m/h till 6 m/h.

Åtgärderna innebar en förändrad energiförbrukning enligt nedan:

Ökad energiförbrukning p.g.a.

- | | |
|-------------------------------------|-------------------|
| • ytterligare en recirkulationspump | ca 263 000 kWh/år |
| • ny nivålyftare | ca 8 800 kWh/år |
| Total ökning | ca 271 800 kWh/år |

Minskad energiförbrukning p g a

- minskad luftåtgång i biosteget, (antaget att 20 % mer BOD₇ bryts ned i biobädden mot tidigare, en belastning på 1 400 kg/d och att 1 kg BOD₇ motsvarar ca 1 kWh) = ca 102 200 kWh.

Total minskning ca 102 200 kWh/år

Totalt sett ökade alltså energiåtgången med ca 169 600 kWh/år vilket motsvarar en ökning av verkets totala elförbrukning med ca 13 %. Kostnadsökningen p.g.a. ökad energiförbrukning (0,40 kr/kWh) blir ca 67 840 kr/år.

11.3 Diskussion

Åtgärderna vid Bångbro avloppsreningsverk har totalt sett varit mycket positiva. Den ökade recirkulationspumpningen över biobädden (ca 6 m/h) med nya spridarkoppar har klart minskat igensättningsrisken. Endast en igensättning har förekommit under perioden efter ombyggnad och då vid kraftiga överutsläpp från bryggeriet.

Möjligheten att pumpa förbi biobädden har också varit positiv. Under normala förhållanden har en mindre mängd pumpats förbi biobädden (varierande men i storleksordning ca 25 % av inkommande). Vid kraftiga belastningar och tendens till igensättning (mottrycksökning) har en ökad pumpning (ca 50 % av inkommande) resulterat i att igensättningen försvunnit. Förbipumpningen har även resulterat i att aktivslamsteget har fått mer ”gott käk” och i största allmänhet fungerat bättre och stabilare.

Det negativa med ombyggnationerna vid Bångbro avloppsreningsverk har varit att ökad pumpning inneburit ökad energiförbrukning. Detta skall dock ställas i proportion till ev. igensättningar med luttvätt och stora arbetsinsatser som följd.

I slutskedet av detta projekt har pumpkapaciteten ökats ytterligare, nu till ca 8 m/h. Dessutom har försök utförts med att filtrera inkommande avloppsvatten före biobädden, för att på så vis minska belastningen av suspenderat material på bädden. Eftersom verket saknar försedimentering är filtrering ett möjligt alternativ till att minska belastningen på biobädden. Resultaten ser än så länge lovande ut. Mot tidigare 150-300 mg/l har man lyckats komma ner till ca 40 mg/l. Filtringen har dock inte så stor inverkan på COD-halterna eftersom större delen av COD i det inkommande avloppsvattnet är löst.

12 Separat förbehandling av bryggeriavlopp - Vimmerby

12.1 Syfte och metod

Reningsverket i Vimmerby har, som beskrevs lite kort i 3.5 ovan, separat förbehandling av bryggeriavloppet från Åbro bryggeri. Då detta har fungerat bra i Vimmerby tas det med som ett exempel på hur problematiken med bryggeriavlopp in i kommunala reningsverk kan lösas. Nedan ges en utförligare beskrivning av processlösningen i Vimmerby samt vad det kostade att ta den i drift.

12.2 Resultat

Förbehandlingsanläggningen ägdes och drevs tidigare av Åbro Bryggeri. Enligt beslut i tillståndsansökan har ansvaret för förbehandlingsanläggningen övergått till Vimmerby kommuns VA-avdelning så att hela avloppsbehandlingen, såväl förbehandling som avloppsreningsverk får en gemensam huvudman. Orsaken till detta är att det vid vissa tillfällen (helger, semestrar) kan bli nödvändigt att pumpa in kommunalt spillvatten till biobäddarna för att dessa inte skall ta skada av näringsbrist. Dessutom kan det driftmässigt vara en tillgång att ha möjlighet att pumpa rejektvattnet till förbehandlingssteget i stället för avloppsreningsverkets sandfång samt att styra slamtillförseln till den rötkammare som för tillfället har bäst kapacitet.

Förbehandlingsanläggningen utgjordes tidigare av en biobädd. Inkommande vatten passerade en roterande sil där grövre partiklar avskiljdes. Vattnet pumpades därefter runt i medeltal 15-20 gånger över biobädden innan det rann vidare till det kommunala avloppsreningsverket. Det bildade bioslammet avskiljdes i det kommunala avloppsreningsverkets försedimenteringsbassäng.

Efter ombyggnad utgörs förbehandlingsanläggningen av en försedimentering som följs av två seriekopplade biobäddar, samt rötkammare med tillhörande slamhanteringsutrustning. Vattnet pumpas runt via två pumpstationer i medeltal 10-20 gånger genom försedimentering och biobäddar innan det rinner vidare till det kommunala avloppsreningsverket.

Inkommande vatten leds via befintlig siltrumma, där större partiklar (>1,5 mm) avskiljs, till den första pumpstationen. Möjlighet skall finnas för pH-justering av vattnet om så erfordras liksom tillsats av förfällningskemikalie. I den efterföljande försedimenteringen avskiljs mindre partiklar som slam, varefter vattnet rinner vidare till den första biobädden.

De två biobäddarna är 4 m höga och har en volym på 1 000 m³ vardera. Fyllnadsmaterialet är sten med specifik yta på 60 m²/m³. Den dimensionerade ytbelastningen är 1,8 m/h. Det bildade bioslammet avskiljs i försedimenteringen. Slammet pumpas till en slamförtjockare och vidare till rötammaren. Överskottsvattnet, motsvarande inkommande vattenmängd, med en del suspenderat material (bioslam) rinner på överlopp från andra pumpbehållaren via flödesmätare och provtagning till det kommunala avloppsreningsverket.

Det slam som avskiljs i försedimenteringen förtjockas i en slamförtjockare, typ mudskipper, till ca 6 % TS och pumpas in i rötammaren. I rötammaren rötas slammet under minst 15 dygn och 37° C, vilket medför att slammet blir väl stabiliserat och utrötat. Som målsättning bör nedbrytningsgraden vara minst 70-75 %. Efter rötning pumpas slammet till slamavvattning i centrifug, med en kapacitet på 15 m³/h. Rötammaren förbereds för att i framtiden kunna röta vid 55°C, s.k. termofil rötning. Metoden innebär att nedbrytningen sker betydligt snabbare, vilket medför att rötammarens kapacitet ökar markant med bibehållen stabilisering och utröttningsgrad. Metoden är dock känsligare för störningar och driftvariationer.

Tack vare att slammet tas ut så tidigt i behandlingskedjan är nedbrytningsgraden låg och potentialen för att producera energi i form av biogas stor. För att undvika anaerobi i försedimenteringen med luktproblem som följd kräver detta dock en noggrann styrning av slamuttaget.

Avvattningsutrustningen, med polymerutrustning, placeras i avloppsverkets slamavvattningsdel i närheten av avloppsverkets avvattningsutrustning och styrs med automatik. De två anläggningarna skall kunna ersätta varandra i händelse av driftstörning. En före detta slamflotationsanläggning utnyttjas som slammagasin. Med ett väl utrötat slam är det möjligt att avvattna med rimlig tillsats av polymerer. Rejektvattnet leds tillbaka till biobäddarna alternativt till det kommunala avloppsverkets sandfång för förnyad behandling.

Den maskinella och instrumentella driftstyrningen för förbehandlingsanläggningen har integrerats som en del i det kommunala avloppsreningsverket. Det innebär att anläggningen står under kontinuerlig övervakning under bemanningstid och via larmöverföring (i framtiden även fjärruppkopplad dataövervakning) övrig tid. Den översiktliga driftstyrningen sker via en gemensam driftgrupp med personal från VA-verket och Åbro Bryggeri. I gruppen sker informationsutbyte och övergripande driftstyrning. Informationen skall vidarebefordras till respektive verksamhetsledning samt drift- och processpersonal inom respektive organisation.

Åbro Bryggeri betalar sin del av utrymmet i Vimmerby Reningsverk samt förbehandlingsanläggningen genom ett upprättat avtal mellan kommunen och bryggeriet.

Genom att delvis använda sig av gamla enheter i reningsverket har kostnaderna kunnat hållas nere. Den totala kostnaden för om- och tillbyggnad av förbehandlingen blev ca 21 300 000 SEK.

12.3 Diskussion

Lösningen med enskild ledning från bryggeriet och separat förbehandling av bryggeriavloppet har i stort sett fungerat enligt önskan. Det har vid något tillfälle förekommit skum i vattnet ut från biobäddarna.

13 Mikrofiltrering av Åbros bryggeriavlopp (totalavlopp)

13.1 Syfte och metod

Bryggeriavloppet leds till Vimmerbys reningsverk och stör (skumningsproblem) stundtals biotornen.

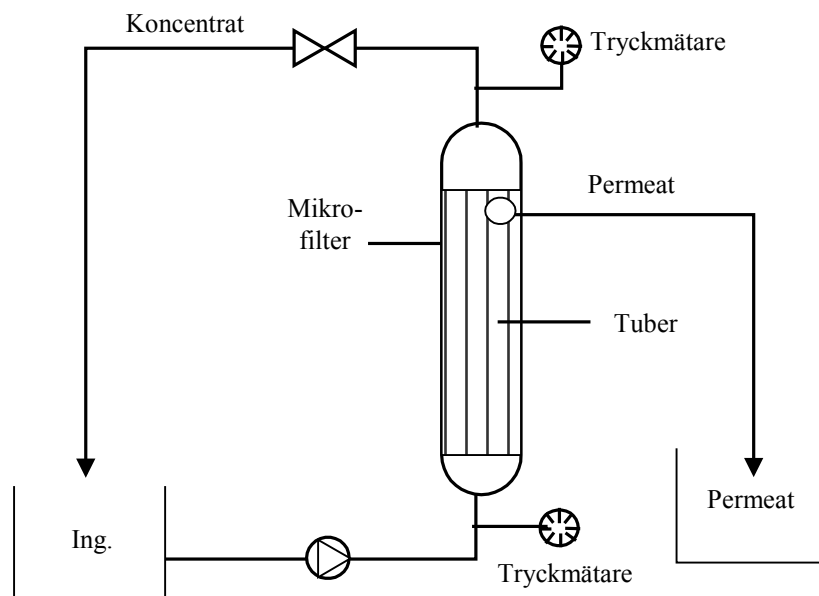
Åbro bryggeri och Vimmerby reningsverk förmodade att större delen (>60 %) av den kemiska syreförbrukningen (COD) är bundet till det suspenderade materialet.

Det skulle kunna innebära att en stor del av COD:n avskiljs i ett ”glast” mikro-membranfilter samtidigt som möjlighet till hög uppkoncentreringsgrad och hög filtratkapacitet (flux) eventuellt kan uppnås.

Syftet med mikrofiltreringsförsöken var att testa COD-avskiljningen, uppkoncentreringsgraden och fluxet. Vid positivt utfall minskar då belastningen på biotornen om mikrokoncentratet behandlas separat i en rötkammare.

13.1.1 Försöksutrustning och försöksutförande

Försöksutrustningen visas i Figur 13.1 och data för använt membran visas i Tabell 13.1.



Figur 13.1 Utrustning för keramisk mikrofiltrering.

Tabell 13.1 Membrandata

Membrantyp	Material	Separation	Max. tryck bar	Max. temp °C	pH	Membranyta m ²
Keramiskt, tub	Al ₂ O ₃	0,2 µm	15	120	0-14	0,18

Membranmodulen har 19 tuber som är parallellkopplade.

Försök utfördes på obehandlat - och pH-justerat avloppsvatten samt vid tillsats av polymer.

Försöken utfördes batchvis under ca 1 veckas drift vardera för de två första försöksvattnen. Den längre driftstiden gjordes för att utröna om vattnen orsakar fouling (beläggning/igensättning) på membranet.

Vid uppkoncentreringsnivåerna VRF1, VRF2, VRF5 cirkulerades vätskan ca 1 dygn tills stabila driftsförhållanden erhöles innan uppkoncentrering gjordes till nästa nivå. Cirkulering gjordes även vid nivåerna VRF10, 20 och 40 dock under något kortare tidsperioder.

Volymreduktionsfaktorn t.ex. VRF20 betyder att man fått en restvolym på $\frac{100}{20} = 5\%$ av ingångsvolymen, d.v.s. startar man med 100 l och använder VRF20 får konzentratet en volym på 5 l när koncentrationen är klar.

Prover uttogs som 0-prov, samlingspermeat (det renade vattnet) och slutkoncentrat, vilka analyserades med avseende på kemisk syreförbrukning (COD).

Under uppkoncentreringscyklerna kontrollerades tryck och temperatur som var inställda på 1,4 bar och 25°C.

13.2 Resultat

I Tabell 13.2 och Tabell 13.3 nedan redovisas resultatet från de olika försökskörningarna.

Tabell 13.2 Membranfiltratkapacitet (flux)

Försök I (Obehandlat, pH 4.7)			Försök II (pH-justerat till 7)			Försök III (pH 7 och polymer)		
Drifts- tid	Volymred. faktor VRF	Flux l/m ² ,h	Drifts- tid VRF	VRF	Flux l/m ² ,h	Drifts- tid VRF	VRF	Flux l/m ² ,h
24 h	1	170	22	1	166	3	1	176-178
48 h	2	164	25	2	163	6	2	66-167
72 h	5	155	28	5	151			
84 h	10	143	30	10	143			
96 h	20	118	32	20	120			
104 h	40	88	-	-	-			
MV		158			158			

Tabell 13.3 COD-avskiljning

Vätske- typ	Försök I obehandlat (pH 4,7)	Försök II pH-just. →7,0	Försök III pH 7,0+polymer
0-prov	3 800	3 800	3 700
Samlingspermeat	2 300	2 200	2 100
Slutkoncentrat	52 000		-
Avskiljning %	40	42	43

13.3 Diskussion

Filtratkapaciteten (flux) är tillfredsställande, 155-160 l/m²,h. Även uppkoncentreringscyklerna går att driva långt. Vid dessa försök, 40 ggr vilket betyder en koncentratrest-

volym på 2,5 %. Vätskan kan troligen uppkoncentreras 50-80 ggr men kapaciteten kommer då att sjunka. Restvolymen kommer då att reduceras ytterligare till 0,5-1,2 %.

Tyvärr var COD-avskiljningen ej tillfredsställande, endast ca 40 %. I försök II och III med pH-justering och polymertillsats tycks COD-avskiljningen förbättrats något men det beror på lägre uppkoncentreringsnivåer i dessa fall. Det betyder att största andelen av COD-innehållet är löst och således ej bundet till de suspenderade partiklarna. Därför anser vi det ej värt att utföra vidare pilotförsök vid Vimmerby reningsverk då en fullskaleanläggning för totalavloppet blir alltför kostsam i förhållande till avskiljningen av organisk substans (mätt som COD).

14 Kemikalieinventering på bryggerier

14.1 Syfte och metod

Syftet med inventeringen var att utreda hur användningen av kemikalier i ett bryggeri påverkar, eller stör samrening av bryggeriavloppsvatten med kommunalt avloppsvatten.

I detta fall gällde det Kopparbergs Bryggeri vars avloppsvatten renas i Bångbro.

Kemikalier i bryggerier används för rengöring, desinfektion, bandsmörjning, etc. De flesta kemikalierna i ett bryggeri är tensidbaserade, med tillsats av komplexbildare av olika slag (såväl organiska som oorganiska) och andra funktionskemikalier. Desinfektionsmedel som förekommer är antingen hypokloritbaserade, väteperoxidbaserade, perättiksyrabaserade eller innehåller kvartär ammoniumförening.

Vid ett besök i Kopparberg Bryggeri under maj 2001 samlades underlag för de använda kemikalierna, kemikaliernas användningsmönster och utsläppförhållanden (baserad på Miljörapport 2000).

Informationen från besöket bearbetades och de maximala koncentrationerna av relevanta kemikalier i avloppsvattnet uppskattades (genomsnittlig användning/minsta avloppsvattenflöde). Dessa halter jämfördes med tillgängliga data för toxicitet hos respektive kemikalie för bakterier som förekommer vid biologisk rening av kommunalt avloppsvatten. Toxicitetsvärdena är framtagna genom standardiserad undersökning av hämning av respirationshastighet av bakterier i aktivt slam. Resultaten uttrycks som EC_0 (effektkoncentration som ger 0-effekt på bakteriernas syreförbrukningshastighet) och denna halt anges i mg/l.

14.2 Resultat

I Tabell 14.1 anges en mängdmässig rankning av de använda kemikalierna. I tabellen visas också uppskattade koncentrationer.

Tabell 14.1. Mängdmässig rankning av kemikalier som används i Kopparbergs Bryggeri.

Kemikalie	Användning	Mängd kg/år	Innehåll aktiva ämnen	Ber. maxkonc. 167m ³ /d, mg/l	EC ₀ mg/l
Lubranol S20	Bandsmörjning	17040	Alkylamin	14,2	saknas
			Oleylaminoxetyl	21,3	saknas
Septacid PS AL	Desinfektion	12300	Fosforsyra	51,1	saknas
			Bromättiksyra	10,2	1000
PS 75 B AL	Rengöring	4500	Mod. Fettalkohol- Alkoxylat	3,8	30
Alcafoam CL	Rengöring, desinfektion	3600	Alkyldimetylaminoxid	3	18
			Natriumhypoklorit	3	1,32
Purexol 2	Desinfektion	3150	Natriumhypoklorit	2,6	1,32
			Natriumpolyfosfat	5,2	saknas
PS 75 B	Rengöring	2400	Mod. Fettalkohol- Alkoxylat	2	30
Mix 100 BP RD 43	Rengöring	1700	2-butoxietyl	2,8	saknas
			Fosforsyra	7	Saknas
Alcafoam AM	Rengöring, desinfektion	1320	EDTA-Na ₄	1,7	310
			Alkyldimetyl- Aminoxid	1,1	18
			Bensalkonklorid	1,1	3
			Alkylpolyglykosid	2,2	Saknas
Chlorosept B	Desinfektion	1040	Natriumhypoklorit- lösning	0,9	1,32
Sopured AM	Desinfektion	850	EDTA-Na ₄	4,2	310
			Bensalkonklorid	0,7	3
Pastosept BI	Desinfektion	120	Biguanidsalt	0,3	Saknas

14.3 Diskussion

Samtliga använda kemikalier levereras av samma leverantör. Varuinformationsbladen för kemikalierna är ofullständiga, speciellt när det gäller ekotoxikologiska egenskaper.

Doseringsföreskrifterna för vissa av kemikalierna är ofullständiga och uppskattningen av maximala halter av kemikalier i avloppsvattnet är osäker. Under förutsättning att våra uppskattningar stämmer så är det endast natriumhypoklorit som överstiger skadliga koncentrationer för reningsverksbakterier.

Natriumhypoklorit reagerar emellertid snabbt med organiskt material i avloppsvattnet och resulterar i klorid, som i dessa halter inte är toxiskt för bakterier.

En uppskattning visar att kemikaliernas bidrag till den totala COD-belastningen av bryggeriavloppsvattnet är litet.

Eventuella störningar vid Bångbros avloppsreningsverk beror inte på kemikalierna som används vid Kopparbergs Bryggeri utan på överbelastning. 1999 gjordes en liknande inventering på Spendrups Bryggeri i Grängesberg. Slutsatsen var även då att normal kemikaliehantering vid bryggeriet inte medför störningar i reningsverket.

15 Driftinventering på bryggerier – processinterna åtgärder

15.1 Syfte och metod

Syftet är att framlägga förslag till åtgärder för att minimera BOD₇-belastningen till kommunala reningsverk. För att åstadkomma detta har Spendrups valts som ett pilotfall där en inventering gjorts av olika delavloppsströmmar med avseende på vattenmängd och innehåll av COD (kemisk syreförbrukning). BOD₇-mängderna kan sedan räknas om med hjälp av en faktor som i medeltal verkar vara ca 60 % av COD-mängden för denna typ av avloppsvatten. Efter sammanställning av vatten- och COD-mängder görs ett förslag till åtgärder. Vid genomförandet av några förslag som kan anses ekonomiskt relevanta kommer uppsatta utsläppskriterier att underskridas med marginal.

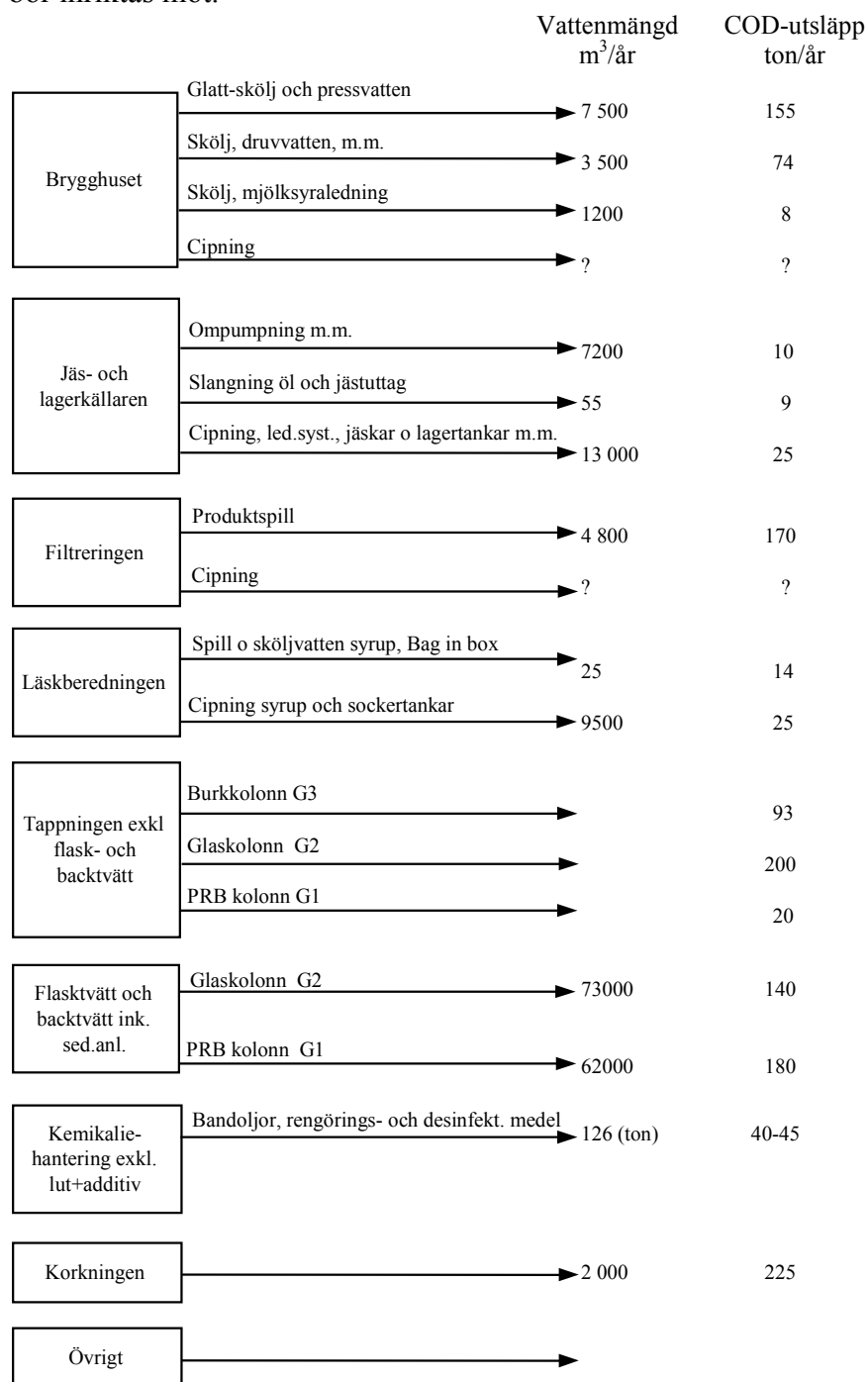
Principen i förslagen är att ”feta avloppsströmmar” (med högt produkt/COD-innehåll) uppsamlas och i första hand återförs till processen (får dock ej störa processen eller påverka produkternas kvalitet). I annat fall leds de till en intern biologisk behandling. ”Tunnare vatten” (låga COD-halter) leds till kommunalt avloppsreningsverk.

Avloppsströmmar med hög andel kemikalier behandlas separat. Det kan vara behandling från ”enkla åtgärder” till mer avancerade/kostnadskrävande metoder. ”Enkla åtgärder” är t.ex. enbart överpumpning av använd tvättvätska eller lätt förorenat kyl/sköljvatten till en annan enhetsoperation som har lägre renhetskrav. Mer avancerad behandling kan vara RO-filtrering av t.ex. sköljvatten från flasktvättmaskinerna (de enskilt största vattenförbrukarna) eller CIP-stationerna för återanvändning av vattnet (CIP = Clean In Place, rengöring).

En stor del av de föreslagna vattenbesparings- och COD-minimeringsåtgärderna bör kunna överföras till andra bryggerier.

15.2 Resultat

På nästföljande sidor redovisas en sammanställning över vatten- och COD-utsläpp på en översiktsskiss och i tabellform. Detta för att få en enkel bild över utsläppsförhållanden från olika processteg och vilka delavloppsströmmar som fokus bör inriktas mot.



Figur 15.1. Översiktsskiss av vatten- och COD-utsläpp vid Spendrups 1999

Tabell 15.1. Sammanställning av vattenmängder och COD-utsläpp vid Spendrups, 1999.

Avseende	Vattenmängd m ³ /år	COD ton/år
Brygghuset		
Tömn. mäskledning mellan mäskpannor och silkar	2 200	14
Glatt- och sköljvatten vid utdravning silkar	4 200	97
Glattvatten vid extra starkt öl	600	36
Pressvatten från dravpress (ingår i siffran ovan)	(240)	(22)
Tömning glattvattentank	150	3
Ursköljn. glattvattentank efter tömning	263	3
Ursköljn. glattvattentank efter tömning av extra starkt öl	38	1,5
Tömning av druvtank	250	38
Sköljv. från druvtank efter tömning till silkar	145	7
Sköljv. ledning förlöpsbehållare och vörtpanna efter pumpn. vört	2 400	12
Sköljv. från vörtpanna efter tömning druv	660	17
Sköljv., mjölksyraledning	1 200	8
Cipning	?	?
Jäs- och lagerkällaren		
Ursköljn. ompumpningstankar för vört och druv	7200	6
Jästning av bryggd vid ompumpning	8	2,4
Ursköljn. av jästrester och rengöring jästtankar	1 600	1,6
Slangning av öl och uttag av jäst	55	8,6
CIP, efter tömning jästkar	1 950	11
CIP, efter tömning lagertankar (stående och horisontella)	1600-3000*	3-20*
CIP, ledningssystem	8 500	<1
Filtreringen		
Frankörning av lagertank, jäst, vatten och öl till avlopp	2 500	37
Start filtrering, öl till avlopp	343	27
Omstart filtrering, öl till avlopp via vattenförträngning	600	12
Avslutning filtrering, öl till avlopp vid tömning av filtren, vattenförträngning	1 340	92
CIP, tankar och filter	?	?
Läskberedning		
Spolvatten och spill sirup, socker och extrakt (vid omkopplingar, uppstart-avslut, Bag in box produktion)	25	14
CIP, sirup- och sockertankar	9 500	11

** De högre siffrorna p.g.a. urspolning av de horisontella tankarna.

Tabell 15.1. (fortsättning)

Avseende	Vattenmängd m ³ /år	COD ton/år
Tappningen (exkl. flaskvätt, badtömningar m.m.)		
Burkkolonn G3, spolning och produktspill m.m.	?	93
Glaskolonn G2, spolning och produktspill m.m.	?	200
PRB kolonn G1, spolning och produktspill m.m.	?	20
Fattappning	?	?
Korkningen		
Felkörning m.m. av olika produkter	1 500 – 2 500	225
TOTALT	?	1 000 +?

Tabell 15.2. Sammanställning av vattenmängder och COD-utsläpp vid Spendrups, 1999.

Avseende	Vattenmängd m ³ /år	COD ton/år
Flaskvätt		
Glaskolonn, G2, sköljmaskin	72 000	140
Glaskolonn, G2, lutbad 3 till avlopp via backvätt	600	2,4
Glaskolonn, G2, sedimenteringstank	100	0,4
PRB kolonn, G1, sköljmaskin	60 000	180
PRB kolonn, G1, lutbad 1	1 250	3,8
PRB kolonn, G1, sedimenteringstank	50	0,3
PRB kolonn, G1, backvätt	500	0,3
Kemikalieanvändning (exkl. lut och additiv)		
Bandoljor, rengörings- och desinfektionsmedel	126 ton	40-45
Tetrabrik (togs i drift nov. 2000)		
Produktspill	-	-
Spol- och CIP-vatten	-	-
Övrigt	?	?
TOTALT		370+?

15.3 Diskussion

Huvudprincipen är att avloppsströmmar med högt produkt/COD-innehåll uppsamlas och i första hand återförs till processen förutsatt att de ej stör produktkvalitén. Övriga ”feta avloppsströmmar” som ej kan återföras till processen och har relativt låg vattenförbrukning leds till anaerobibehandling.

”Tunna avloppsströmmar” leds till kommunalt reningsverk och vissa avlopp med högt kemikalieinnehåll kan eventuellt membranbehandlas (t.ex. sköljvatten från flasktvättmaskinerna och eventuellt en del av CIP-stationernas vatten). Av översiktsskissen och sammanställningstabellerna framgår att åtgärder för att minimera de organiska utsläppen till kommunens reningsverk i ett första steg bör inriktas mot följande processavlopp:

- Brygghusets glatt-, press- och druvvatten
- Filtringens produktpill
- Jäs- och lagerkällarens slangning av öl och jästuttag
- Läskberedningens produktpill av sirup, socker och extrakt
- Korkhanteringens restprodukthantering
- Flasktvättmaskinernas sköljvatten

Principen högt COD-innehåll med relativt låg vattenförbrukning stämmer ej för flasktvättmaskinerna som har en relativt stor mängd organiskt material (drygt 300 ton/år), men mycket stor vattenförbrukning. Vattenströmmarna är dock samlade i enbart två punkter (utgående förblötar) och denna typ av vatten bör kunna behandlas med omvänd osmosfiltrering (RO) till en rimlig kostnad.

Ovanstående avloppsströmmar svarar för 60-70 % av det totala COD-utsläppet.

Tapphallen har COD-utsläpp på ca 300 ton/år. Det är dock tveksamt om det är kostnadseffektivt att samla alla skvättar som är utspridda över en stor yta.

Flera åtgärder enligt ovanstående principer har redan utförts vid Spendrups från slutet av år 2000 och under detta år. Det gäller främst åtgärder i brygghuset och filterlinjen. I brygghuset har dräneringen, mäskpanna och förlöpstank tagits bort. Glatt-, skölj och druvvatten har återletts till processen genom omprogrammering av styrsystemet. Den största COD-minimeringen (90 ton/år) har gjorts vid filterlinjen där vattenförträngningen ersatts med CO₂-förträngning.

Åtgärderna har gett en total minskning med ca 145 ton/år jämfört med tidigare. På grund av den nystartade tillverkningen av Heinekenöl kommer tyvärr avlopps-

belastningen att öka med i storleksordningen 100 ton/år. Det beror på Heinekens strikta kravspecifikation som ej tillåter återföring av t.ex. druvan till draven i silkaret och glattvatten får ej användas som lakningsvatten i silkaret. Hittills vidtagna åtgärder beräknas därför endast ge en nettobesparing på 20-40 ton/år.

Andra åtgärder som kan minska utsläppen är;

- Borttagning av dravpress så att hela mängden uppsamlas och går till djurfoder. Fodermängden ökar dock med 240 m³/år. Produkten håller då en ca 10 % högre vattenandel.
- Inmontering av en isolerad tank på 2,5 m³ för tillvaratagande av mjölksyrerester och varmvatten (80°C) betyder en minimering på endast 8 ton. Dock är kostnadsbesparingen för varmvattnet så stor att investering bör vara betald inom ett år.
- Successivt utbyte av de horisontella lagertankarna i jäskällaren till stående tankar. Detta beroende på att det manuella uttaget av jästen är omständligt och tidsödande vilken stundtals leder till att jästen i stället snabbspolas ur. Vid dessa tillfällen belastas avloppet med höga COD-mängder. Årsbesparingen kan ligga i storleksordningen 15-20 ton/år. De horisontella tankarna kanske kan användas för andra uppsamlingsändamål.
- Installation av druvdekanter för återvinning av vört ur varmdruven ger hög COD-minimering. Kostnaden är relativt hög (2-3 milj) men 1200 m³ vört per år återvinns.

Flera eller några av nedanstående åtgärder skulle ytterligare minimera vatten- och COD-utsläppen.

- Rena vatten (t.ex. indirekta kylvatten och relativt rena rinservatten) uppsamlas. Dessa vatten bör kunna användas till enhetsoperationer med lägre reningskrav än föregående operation. Återvunnet vatten skulle t.o.m. även kunna användas till golvspolning.
- Ändring av spolmunstycken som ger mindre vattenförbrukning men ändå samma reningseffekt.
- All vattentillförsel för godspassage bör styras med fotoceller kopplade till magnetventiler för att förhindra onödig vattenförbrukning vid driftsstillstånd.
- Optimering av spoltider i CIP-anläggningarna
Är rörarea, flödes hastighet, tid, temperatur, kemikalieval optimal vid rengöringen?

Styrning bör göras så att spolvatten innehållande stor andel produkt separeras från renare spolvatten och leds till olika behandlingsalternativ. Det bör ge en minskad COD-belastning

- En del av CIP-stationernas vatten skulle kunna tänkas behandlas i en central membranläggning. COD-innehållet och vattenmängder för dessa vätskor har ej uppmätts.

16 Rötning av returprodukter från bryggerier

16.1 Syfte och metod

En tänkbar möjlighet att minska belastningen på reningsverken är att ta bort de mest koncentrerade strömmarna från bryggerierna. Anaerob nedbrytning (rötning) av dessa strömmar skulle kunna medföra en betydande minskning av den organiska belastningen från bryggerierna.

16.1.1 Pilotförsök vid Spendrups bryggeri

Möjligheten att behandla koncentrerade delströmmar anaerobt har undersökts i pilotskala vid Spendrups bryggeri. Två anaeroba bioreaktorer användes för rötning av Spendrups returprodukter, s.k. korkningsrester. Följande ingick i en uppsättning av försöksutrustningen:

- Bioreaktor med omrörning och invändig rörslinga för temperering. Volym 150 l vid bräddavlopp.
- Doppvärmare med anslutning till värmeslingan.
- Vattenbad.
- Vattenlås för avfuktning av gasen.
- Gasmätare.
- Septum för uttag av gasprov.

En tid in i försöket stod det klart att någon form av pH-justering var nödvändig för att förhindra uppkomsten av alltför lågt pH i reaktorerna. Varje försöksuppsättning kompletterades då med följande:

- pH-elektrod.
- Relä.
- Pump från behållare med 50 % lut.

Den 2:a maj 2001 startades de två pilotanläggningarna för rötning av korkningsrester vid Spendrups bryggeri i Grängesberg. Reaktorerna fylldes med vardera 115 l rötslam, uttaget från reningsverket i Gonäs samma morgon. Därefter tillsattes 10 l returprodukt (*Norrlands Guld 3,5*) i varje reaktor. Med hjälp av vattenbad, doppvärmare och de invändiga rörslingorna hölls temperaturen i reaktorerna vid ca 35° C. Under hela försöksperioden användes *Norrlands Guld 3,5* som substrat och belastningen varierades mellan 0, 5, 10 och 15 liter öl per dygn. Val av belastning grundades på hur bra reaktorerna uppförde sig m a p gasproduktion och pH. Före tillsatserna justerades pH-värdet på ölet manuellt m h a lut till ca pH 7.

Spendrups egen analys av *Norrlands Guld 3,5* gav ett COD- värde på 83 000 mg/l. Rent stökiometriskt erhålls ca 350 liter metangas av 1 kg nedbruten COD. Med den siffran som riktvärde, och antagandet att biogasen består av 70 % metan, blir den teoretiska biogasutvinningen för *Norrlands Guld 3,5* ca 41 liter gas per liter öl. Detta är under antagande att 100 % av COD i ölet bryts ner. Analys av *Norrlands Guld 3,5* hos IVL gav ett COD-värde på 85 500 mg/l. Skillnaden mellan dessa analyser är inom felgränsen för analysmetoden. Halten av NH₄-N låg på 19,4 mg/l, PO₄-P låg på 13,3 mg/l och P-tot halten var 50 mg/l.

En viktig aspekt vid rötning är förhållandet mellan lättnedbrytbart organiskt material, fosfor och kväve. Om mikroorganismerna som bryter ner det organiska materialet inte har tillräcklig tillgång på fosfor och kväve uppstår näringsbrist. Detta får som följd att en del av det organiska materialet lämnas onedbrutet. Man brukar räkna med att förhållandet BOD:N:P ska vara 100:1:0,2 för en bra balans i anaeroba system. En uppskattning av förhållandet BOD:N:P erhålls under antagandet att det organiska materialet i ölet är lättnedbrytbart (BOD ≈ COD) och att kväve förekommer till största del i form av ammonium. Förhållandet för *Norrlands Guld 3,5* blir då 100:0,02:0,06 vilket tyder på näringsbrist framförallt m a p kväve men även fosfor. För att få ett bra förhållande tillsattes erforderliga mängder ammoniumklorid och 18,5 procentig fosforsyra vid varje öltillsats.

16.1.2 Fullskaleförsök vid Gärlångens reningsverk

Efter en lång tids provkörning av Spendrups korkningsrester i de två pilotanläggningarna, togs beslutet att göra ett fullskaleförsök. Testet utfördes i rötkammaren vid Gärlångens reningsverk i Ludvika.

Rötkammaren vid Gårlångens reningsverk rymmer 840 m³. Utöver det interna slammet rötas även slam från Sörvik och Grangärde. Normalvärden för rötkammaren är följande.

Uppehållstid	40 dygn
Temperatur	35-37 °C
Gasproduktion	450-550 m ³ /d
Slam till rötkammare	20 m ³ /d
Avvattnat slam	5,7 m ³ /d
TS avvattnat slam	20 %

Korkningsresterna tömdes i en slamficka för inblandning i det kommunala slammet, bestående av slam från Gårlången samt externt slam från Sörvik och Grangärde. Från slamfickan pumpas slammet in i rötkammaren. Tillsats av korkningsrester samt slamflöden redovisas i Bilaga 5.

Försöket följdes upp med en rad analyser på de delströmmar som blandades ihop för rötning i Gårlångens rötkammare samt på utgående slam. Flöden för det interna slammet (biologiskt och kemiskt) blev inte registrerade från början p g a att flödesmätare saknades. I de beräkningar som gjorts nedan används medelvärdet från den del av försöket då flödena registrerades. Flödet av internt bioslam till slamfickan är en beräkning från flödet till ett förtjockargaller samt TS-halt före och efter gallret.

16.2 Resultat

16.2.1 Resultat av pilotförsöket

Under den period som pilotanläggningen var i drift kom gasproduktionen inte upp i maximal kapacitet vilket är likställt med att nedbrytningen av returprodukterna ej heller varit maximal. Orsaken till att rötningen inte fungerade helt perfekt i början var att pH i reaktorerna blev för lågt, som en följd av nedbrytningsprocessen. För att komma till rätta med de låga pH-värdena installerades pH-justering i varje reaktor, vilket är beskrivet ovan. Efter att denna åtgärd vidtagits kom rötningen igång i de båda reaktorerna.

Den teoretiska maximala gasproduktionen från försökets start till dess slut 2001-09-28 var 17 000 l för rötkammare 1 och 21 700 för rötkammare 2. Under samma period var den verkliga gasproduktionen 7 700 l för rötkammare 1 och 10 500 l för rötkammare 2.

Nedbrytningsgraden beräknades genom jämförelse mellan hur mycket COD som gått in i reaktorn och hur mycket som tagits ut. Genom att titta på löst COD ut från reaktorn undveks den COD som bundits in i biomassan och som således ej bör ingå i beräkningen. Detta ger ett tillräckligt bra värde eftersom så gott som 100 % av COD i ölet är löst. Nedbrytningsgraden var totalt sett 54 % och 62 % på reaktor 1 respektive 2.

Under perioden 14/6 - 26/6 var det bra förutsättningar för nedbrytning av returprodukten i rötchammare 1. Detsamma gällde för rötchammare 2 mellan den 11/6-6/7. Reduktionsgraden var som högst ungefär 75 % av COD, beräknat från tillsats och uttag av löst COD. För resterande perioder var det av olika anledningar inte några bra betingelser för rötningsprocessen. Vid ett par tillfällen ympades nytt rötslam in i reaktorerna för att få igång processen på nytt.

16.2.2 Resultat av fullskaleförsöket

Analysresultat redovisas i Bilaga 5.

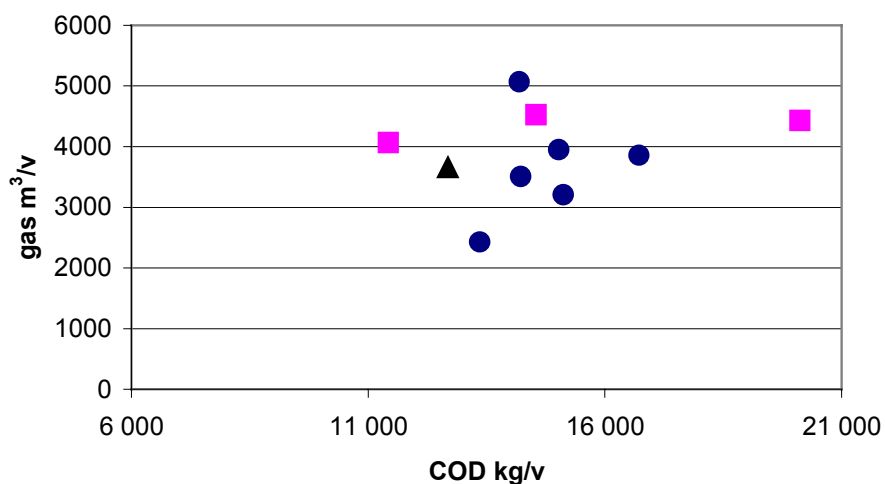
Andelen slam till rötchammaren som bestod av korkningsrester varierade under försökets gång. Beräknat på veckobasis utgjorde korkningsresterna följande volymsandel av slammet:

1:a veckan	5,7 %
2:a veckan	11,5 %
3:e veckan	10,2 %

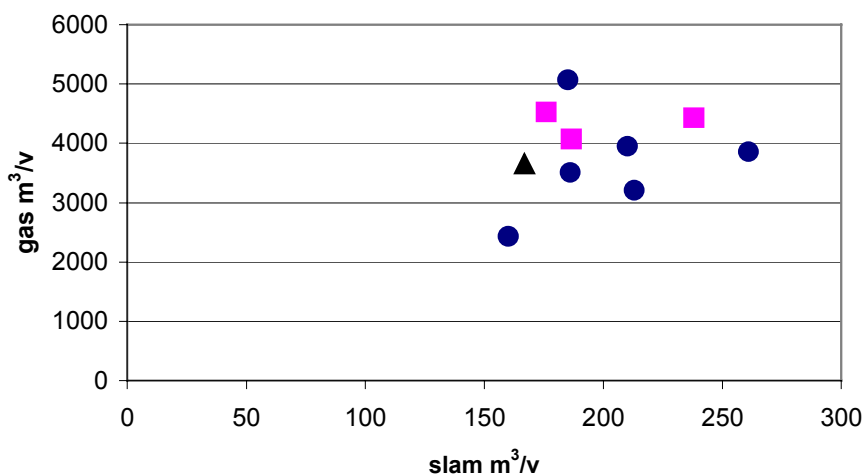
En bit in i försöket kom gasproduktionen upp i märkbart högre värden än vid normal drift. Under försöksperioden (15/10-4/11) var medelvärdet på gasproduktionen 620 m³/dag. Detta kan jämföras med medelvärdet för perioden 1/9-14/10 som var 523 m³/dag. I genomsnitt var alltså gasproduktionen 97 m³ högre per dag under försöksperioden. Räknat med att det bildas 350 l metangas per kg nedbruten COD var nedbrytningsgraden för korkningsresterna ca 64 %, under antagandet att de extra 97 m³/dag härrör från korkningsresterna och att metangasen utgör 70 % av den producerade biogasen. Detta är en något lägre siffra än förväntat, men den kan vara något missvisande eftersom det inte tagits någon hänsyn till mängden slam som gått till rötchammaren under de två jämförda perioderna.

För att ytterligare undersöka om den högre gasproduktionen berodde på tillsatserna av korkningsrester jämfördes producerad gas med COD och m³ slam till rötchammaren, se Figur 16.1 och Figur 16.2. Värdena i figurerna nedan är summering över veckor. Då det saknas fullständiga uppgifter på hur mycket slam som gått till rötchammaren före försöket användes medelvärdet för de interna slamströmmarna i beräkningarna. Det

fanns värden på hur mycket externslam som kommit till verket men för TS och GF användes medelvärden från försöksperioden.



Figur 16.1. Gas/vecka mot kg COD/vecka. Före försöket (cirklar), med korkningsrester (kvadrater) och efter försöket (triangel).



Figur 16.2. Gas/vecka mot m³ slam/vecka. Före försöket (cirklar), med korkningsrester (kvadrater) och efter försöket (triangel).

Figurerna ovan ger belägg för att tillsatserna av korkningsrester har en positiv effekt på gasproduktionen. Under försöksperioden producerades mer gas vid lika hög eller lägre mängd COD respektive volym slam till röt-kammaren vid de flesta jämförelserna som gjorts.

För att följa upp nedbrytningen av korkningsresterna analyserades COD på klarfasen ut från röt-kammaren (löst COD). Höga halter COD tyder på att processen inte hunnit med att bryta ner den COD som tillsats med korkningsresterna. Under försökets gång observerades inga onormalt höga COD-värden i klarfasen ut från röt-kammaren. Samtliga värden var lägre än de två jämförande prover som togs ut innan första tillsatsen av korkningsrester, 11/10 respektive 15/10. Detta resultat indikerar att man faktiskt uppnått en god nedbrytning av korkningsresterna i röt-kammaren.

Den totala nedbrytningsgraden i röt-kammaren var under försöksperioden i snitt 40 % beräknat enligt följande formel

$$(Q_{in} * TS_{in} * GF_{in} - Q_{ut} * TS_{ut} * GF_{ut}) / Q_{in} * TS_{in} * GF_{in}$$

under antagande att flödet in till röt-kammaren (Q_{in}) är lika stort som flödet ut (Q_{ut}). Detta är något lägre än normalvärdet på 50-55 %. Det bör dock påpekas att formeln ovan bara kan anses korrekt under det ideala förhållandet att röt-kammaren är totalomblandad, vilket inte brukar vara fallet i verkligheten. Således spelar även uppehållstiden roll för nedbrytningsgraden och de värden som angivits ovan blir inte riktigt jämförbara. Det faktum att alkoholen i korkningsresterna inte ger något utslag i TS analysen leder också till ett missvisande beräknat värde.

En viktig parameter att utvärdera är slamavvattningen. Den låga TS-halten i korkningsresterna skulle kunna medföra att slammet blir svårare än normalt att avvattna. En följd av detta är ökad förbrukning av polymer. Den långa uppehållstiden i röt-kammaren och den korta försöksperioden med relativt låg korkrest/slam-kvot gör det svårt att se någon effekt i dagsläget. Vid längre perioder med tillsatser av korkningsrester och/eller större tillsatser bör man följa upp förbrukningen av polymer så att den inte ökar markant. De analyser som gjorts på avvattnat slam under försöksperioden har inte visat någon försämring i resultatet.

Vid pilotförsöket uppmärksammades behovet av att justera pH i röt-kammarna för att förhindra att slammet blev kraftigt surt. Under fullskaleförsöket var det inte något problem att hålla konstant pH i röt-kammaren. Detta beror på att systemet med slamrötning i sig är stabilt och att eventuella störningar av pH-värdet i röt-kammaren kontrolleras genom kemikalietillsats. Som för tillsatser av polymer bör man följa upp förbrukningen av dessa kemikalier så att den inte ökar markant vid längre perioder med tillsatser av korkningsrester och/eller större tillsatser.

16.3 Diskussion

De nedbrytningsgrader som räknats fram för pilotreaktorerna är förmodligen något för låga på grund av att löst COD i bräddavloppet mättes på klarfasen och inte på

filtrerade prover. Det medför att en del partikulärt bunden COD kan ha kommit med i analysen, med resultatet att värdet på löst COD ut från reaktorerna blir för högt. Med denna anmärkning i åtanke blir slutsatsen att den totala nedbrytningsgraden under pilotförsöket var ca 65 %. Det är en bra siffra med tanke på de driftstörningar som förekommit. Under stabilare driftförhållanden bör det gå att nå en högre reduktion av det organiska materialet, vilket styrks av resultaten från de bästa perioderna under försöket.

Istället för att tillsätta lut till korkningsresterna skulle en pH-ökning kunna nås genom kort luftning före tillsats så att koldioxid avgår. Detta kan vara en bättre lösning vid eventuell fullskaledrift då det annars skulle gå åt stora mängder lut för att höja pH på returprodukterna. En annan aspekt att ta hänsyn till är näringstillskottet. Eventuellt kan tillsatserna av ammoniumklorid och fosforsyra ersättas av den jäst som används vid ölproduktionen.

Testperioden med behandling av Spendrups korkningsrester i rötkammaren på Gårångens reningsverk var lyckad. Det producerades mer gas i genomsnitt jämfört med månaden innan försöket. Jämförelser av producerad gas per tillsatt mängd COD och per tillsatt volym slam visade på en positiv effekt från korkningsresterna. Under försöket har det inte uppstått några driftstörningar i rötkammaren som skulle bero på tillsatserna. Väljer man att dosera korkningsrester under en längre tid eller i större volym kan det vara bra att följa upp kemikalieförbrukningen för slambehandling t ex polymer vid avvattning.

I december 2001 utförde Spendrups och Ludvika kommun motsvarande försök på Gonäs reningsverk. Försöket verifierade de goda resultaten som erhöles vid Gårångens reningsverk.

Det finns både för- och nackdelar med rötning av korkningsrester som givetvis måste vägas mot varandra vid diskussioner kring huruvida denna behandlingsmetod ska användas i fullskala. Några fördelar är att reningsverket får en ökad gasproduktion samtidigt som COD-belastningen i inkommande avloppsvatten minskar. Behandlingen medför en extra transport av det separerade vattnet till reningsverket, vilket får anses vara en nackdel. Dessutom är det möjligt att röttningsprocessen störs vid för hög inblandning av korkningsrester.

Det är svårt att säga något om hur hög belastningen av korkningsrester kan vara innan det får negativa effekter på den normala slambehandlingen, eller om det alls skulle ge några negativa effekter. Som redan påpekats bör det ske en uppföljning av mängd förbrukade kemikalier och polymer, om tillsatserna görs i större utsträckning än vad som skett under försöksperioden. Man får då väga den eventuella kostnadsökningen för kemikalier mot den vinst man erhåller i och med ökad gasproduktion samt mindre

kostnader och störningar förknippade med att korkningsresterna belastar inkommande vatten till reningsverket.

17 Diskussion och slutsatser

De framtagna resultaten i projektet har visat på olika möjligheter att åtgärda problemen både vid de kommunala avloppsreningsverken och vid bryggerierna. En tillräckligt stor utjämningsvolym för avloppsvatten vid bryggeriet minskar risken för störningar vid reningsverket. Att ha en separat ledning från bryggerierna till verken kan vara en framkomlig väg för att behandla bryggeriavloppsvattnet. Den ledningen bör då vara en tryckledning för att minska uppehållstiden i ledningen och därmed bildningen av svavelväte. Resultaten från driftändringen av biobädden i Bångbro visar att det finns möjligheter att förbättra driften på befintliga biobäddar, men med en del ombyggnationer för att öka recirkuleringsgraden över bädden. Inventeringar och försök vid bryggerierna har visat att det finns attraktiva åtgärder vid bryggeriet som kan genomföras för att minska utsläppen av organiskt material till de kommunala verken.

Förfällning av inkommande vatten har visat sig ha god potential för att minska COD-belastningen på efterföljande biosteg. Slamavskiljningen kan ske med antingen sedimentering eller flotation. Likaså kan separering av COD-rika delströmmar vid bryggeriet, t.ex. returprodukter, som sedan behandlas direkt i reningsverkets rötkammare vara ett effektivt sätt att samtidigt minska inkommande belastning och öka biogasproduktionen.

18 Referenser

- Le Bihan Y., Lessard P.: "Monitoring biofilter clogging: Biochemical characteristics of the biomass", *Wat. Res.* Vol 34, No. 17, pp. 4284-4294 (2000)
- Röttorp J., Allard A., Ek M., Kaj L., Remberger M., Solyom P., Eriksson L.: "DIKA Driftstörningar i kommunala avloppsreningsverk – en studie av syreöverföring, ytaktiva ämnen, slamegenskaper och styrmöjligheter 1996-1998", IVL rapport B 1328 (1999)

Bilaga 1 – Data från intensivprovtagningen på Spendrups och Gonäs

Resultat från Spendrups Bryggeri

Datum	Tid	Avloppsmängd m ³	COD mg/l	COD kg	pH	Konduktivitet, ms/m	PO ₄ -P mg/l	tot- P mg/l	
2001-06-12	08:00		4310		8,71	306	8,8	13,0	
	09:00		4560		9,3	312	12,4	12,7	
	10:00		5040		9,51	311	14,4	14,7	
	11:00	300	4980	1494	9,8	316	17,0	14,5	
	12:00		5000		7,38	309	15,7	14,1	
	13:00		5540		7,33	306	14,7	14,0	
	14:00		5210		7,52	295	13,7	14,7	
	15:00		4230		7,74	283	13,4	14,4	
	16:00		4900		7,2	282	12,7	14,4	
	17:00		5190		7,19	286	10,8	13,0	
	18:00		4670		7,18	294	9,1	12,7	
	19:00								
	20:00								
21:00									
22:00									
23:00			5210		7,14	297	9,5	14,0	
2001-06-13	00:00		5230		6,98	303	10,1	13,4	
	01:00		5230		7,02	313	10,1	10,4	
	02:00		5600		7,03	318	10,1	13,0	
	03:00		5640		7,04	329	10,8	14,7	
	04:00		2120		7,06	346	10,4	20,2	
	05:00		5520		7,23	349	9,8	19,6	
	06:00		5190		7,27	344	9,8	18,9	
07:00	2748	4420	12146	9,6	335	9,8	19,6		
2001-06-14	08:00	58	4450	258	9,44	329	9,1	15,7	
	09:00	65	4540	295	9,74	345	9,1	15,7	
	10:00		4310		9,47	325	11,1	17,0	
	11:00	137	4070	558	9,59	313	11,1	17,0	

Resultat från Spendrups Bryggeri, fortsättning

Datum	Tid	Avloppsmängd m ³	COD mg/l	COD kg	pH	Konduktivitet, ms/m	PO ₄ -P mg/l	tot- P mg/l
	12:00	78	4220	329	10,01	321	13,7	20,2
	13:00	94	4060	382	9,9	327	11,7	17,6
	14:00	77	4100	316	9,68	325	12,4	18,3
	15:00		3810		9,89	324	11,7	17,6
	16:00	196	3750	735	9,87	315	11,7	17,6
	17:00		3820		9,92	315	11,1	17,0
	18:00	178	3680	655	10,16	327	10,4	16,3
	19:00		3770		9,89	319	11,1	17,0
	20:00		3790		9,81	318	11,1	16,3
	21:00		3850		9,75	315	11,7	17,0
	22:00		3770		9,53	307	11,1	16,3
	23:00		3820		9,59	297	10,4	15,0
2001-06-15	00:00		3680		9,58	294	10,4	16,3
	01:00		3670		9,72	308	10,4	15,7
	02:00		3530		9,71	321	11,1	16,3
	03:00		3680		9,78	352	9,8	15,0
	04:00		3630		9,79	351	9,1	15,0
	05:00		3220		9,63	349	9,1	15,0
	06:00		3900		9,61	347	9,1	14,4
	07:00	728	3970	2890	9,58	3,46	9,1	15,0

Resultat från Gonäs avloppsreningsverk.

Datum	Tid	COD mg/l	COD filtr. mg/l	pH	SS mg/l	Konduktivitet mS/m	PO ₄ -P mg/l	tot-P mg/ml	NH ₄ -N mg/l
2001-06-12	12:00	1704	1276	6,35	338	140	3,59	6,20	8,46
	13:00	1868	1408	6,41	330	148	3,91	6,52	7,07
	14:00	1704	1266	6,48	310	124	3,91	6,52	7,61
	15:00	1980	1400	6,40	304	140	5,22	8,15	5,59
	16:00	2272	1656	6,40	286	150	5,87	8,80	3,88
	17:00	1920	1490	6,47	240	140	5,22	7,50	3,80
	18:00	2500	1888	6,37	286	167	6,20	9,13	2,25
	19:00	2200	1652	6,38	270	133	5,22	7,83	3,65
	20:00	2426	1688	6,49	308	152	5,54	8,15	3,34
	21:00	2524	1832	6,51	332	159	5,22	7,83	2,80
	22:00	2400	1578	6,44	322	138	4,57	6,85	4,58
	23:00	2226	1642	6,49	302	142	4,57	7,17	4,11
2001-06-13	00:00	1840	1288	6,60	256	126	3,91	5,87	5,82
	01:00	2200	1726	6,64	266	143	4,24	6,85	3,96
	02:00	1848	1240	6,59	244	123	3,59	5,87	5,75
	03:00	2124	1536	6,68	226	139	4,57	7,50	4,27
	04:00	1532	1120	6,79	194	114	2,93	7,83	6,60
	05:00	2308	1738	6,82	200	150	4,89	6,85	3,73
	06:00	1970	1272	6,80	232	113	3,91	7,83	5,67
	07:00	2652	2048	6,91	270	156	5,22	6,85	2,48
	08:00	2270	1774	6,76	274	148	4,89	8,48	3,73
	09:00	2432	1786	6,88	246	150	5,22	7,83	4,66
	10:00	2404	1936	6,94	286	159	5,22	8,48	4,04
11:00	1994	1576	7,02	284	148	4,57	8,48	6,75	
2001-06-14	12:00	1548	958	6,95	260	130	4,89	7,83	12,27
	13:00	1770	1200	6,9	250	144	5,54	7,17	8,39
	14:00	1982	1320	6,92	258	150	6,20	8,15	8,70
	15:00	1888	1064	6,98	256	138	6,20	9,13	7,69
	16:00	2078	1334	7,01	274	159	7,50	8,80	8,54
	17:00	1992	1228	7,05	254	150	6,85	10,44	5,51
	18:00	1948	1230	7,2	242	155	8,15	9,78	5,12
19:00	2178	1520	7,22	270	179	7,83	10,76	6,91	

Resultat från Gonäs avloppsreningsverk, fortsättning

Datum	Tid	COD mg/l	COD filtr. mg/l	pH	SS mg/l	Konduktivitet mS/m	PO ₄ -P mg/l	tot-P mg/ml	NH ₄ -N mg/l
2001-06-15	20:00	1922	1350	7,21	292	163	7,17	8,80	6,52
	21:00	2318	1706	7,3	310	192	8,15	9,78	5,12
	22:00	1920	1292	7,23	254	155	6,52	8,48	6,44
	23:00	2046	1504	7,58	234	182	7,50	9,46	6,29
	00:00	1738	1284	7,42	254	158	6,52	8,15	6,99
	01:00	1838	1332	7,37	232	158	7,50	7,83	6,83
	02:00	1912	1340	7,29	318	160	6,52	7,83	6,75
	03:00	1628	1116	7,33	178	146	5,54	6,85	7,07
	04:00	1686	1250	7,4	172	151	5,54	7,17	6,21
	05:00	1446	1098	7,32	170	134	4,57	5,87	7,45
	06:00	1934	1454	7,38	192	169	5,54	7,17	3,73
	07:00	1264	868	7,28	202	130	4,24	5,54	6,06
	08:00	1756	1278	7,26	226	180	4,89	6,52	4,50
	09:00	1576	1096	7,27	178	130	4,24	5,54	4,04
10:00	1186	796	7,26	214	125	3,59	4,89	9,47	
11:00	1516	1068	7,4	210	157	4,24	6,20	8,39	

Bilaga 2 – Data från fällningsförsöken

Kemikaliebeneämning enligt Tabell 8.2. Låg dos = 1, hög dos = 2.

H = Haparanda, G = Gonäs.

Bottenvikens reningsverk

Prov	PO4 (mg/l)	PO4-P (mg/l)	Ptot (mg/l)	COD (mg/l)	COD f (mg/l)	Susp (mg/l)	GF (%)
H ref	18	5.9	9.1	1304	473	427	93
A 1 H	3.3	1.1	1.2	535	419	9	
A 2 H	> 4,5	> 1,5	> 1,5	458	423	5	
B 1 H	> 4,5	> 1,5	> 1,5	541	421	13	
B 2 H	1.7	0.6	0.7	450	436	8	
C 1 H	2.4	0.8	1.0	454	421	13	
C 2 H	0.5	0.2	0.3	456	384	12	
D 1 H	2.4	0.8	1.0	442	398	20	
D 2 H	1.4	0.5	0.6	423	390	16	
E 1 H	1.5	0.5	0.7	427	396	18	
E 2 H	1.1	0.4	0.5	450	415	18	

Gonäs kampanj 1

Prov	PO4 (mg/l)	PO4-P (mg/l)	Ptot (mg/l)	COD (mg/l)	COD f (mg/l)	Susp (mg/l)	GF (%)
G ref	2.8	0.9	2.6	371	224	92	100
A 1 G	< 0,15	< 0,05	0.1	170	168	6	
A 2 G	< 0,15	< 0,05	0.1	168	162	5	
B 1 G	< 0,15	< 0,05	0.1	166	156	8	
B 2 G	< 0,15	< 0,05	< 0,05	162	160	4	
C 1 G	< 0,15	< 0,05	0.1	162	149	9	
C 2 G	< 0,15	< 0,05	< 0,05	156	147	8	
D 1 G	0.7	0.2	0.4	205	183	21	
D 2 G	< 0,15	< 0,05	0.1	174	160	7	
E 1 G	0.2	0.1	0.1	156	139	6	
E 2 G	< 0,15	< 0,05	0.1	149	139	5	

Gonäs kampanj 2

Prov omgång	Fällnings-kemikalie	Mängd fällnings-kemikalie	Mängd polymer	Flockbildning	Klarfas	Slam-voly	Sedhastighet	pH	Konduk-tivitet	COD	COD f	PO ₄ -P	Ptot	Suspenderat material
	A-G enligt tabell 8.2	mängd micro/l	m/l	1-10. 1=dålig	1 till 10	m/l	1-10. 1=dålig		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
ref 1								6,4	85	763	605	1,47	1,51	115
1	F	80	0	3	2	10	2	6,4	85	707	525	1,3	>1,5	52
1	G	44	0	2	2	10	2	6,4	85	705	597	1,13	>1,5	60
1	C	54	0	3	2	10	2	6,4	85	707	604	1,4	>1,5	60
1	B	73	0	1	2	10	2	6,4	85	705	597	1,13	>1,5	70
1	A	71	0	3	2	10	3	6,4	85	709	602	1,37	>1,5	73
2	F	80	3	6	3-luftiga part.	50	3	6,4	85	562	496	0,93	>1,5	44
2	F	120	0	3	3-små luft. Part.	50	3	6,4	85	589	514	0,83	>1,5	37
2	F	120	3	5	4-små luft. Part.	70	3	6,4	85	572	492	0,63	>1,5	34
2	F	80	4	5	3-luftiga part.	60	3	6,4	85	583	483	1	>1,5	28
2		0	3	-	3-små luft. Part.			6,4	85	608	514	>1,5	>1,5	20
3	A	71	3	5	3-luftiga part.	60	4	6,4	85	593	502	1,07	>1,5	47
3	A	107	0	2	3-små luft. part.	60	2	6,4	85	591	475	0,73	>1,5	36

Prov omgång	Fällnings-kemikalie	Mängd fällnings-kemikalie	Mängd polymer	Flockbildning	Klarfas	Slam-volyvm	Sedhastighet	pH	Konduktivitet	COD	COD f	PO ₄ -P	Ptot	Suspenderat material
	A-G enligt tabell 8.2	mängd micro/l	m/l	1-10. 1=dålig	1 till 10	m/l	1-10. 1=dålig		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
3	A	107	3	6	3-små luft. part.	80	3	6,4	85	591	521	0,63	>1,5	16
3	A	71	4	5	3-små luft. part.	50	3	6,4	85	-	514	0,97	>1,5	39
4	B	73	3	7	3-små luft. part.	40	5	6,4	85	583	504	0,73	>1,5	42
4	B	110	0	5	3-små luft. part.	60	4	6,4	85	579	521	0,43	1,3	32
ref 2	-		-	-		-	-	7,04	79	662	527	1	1,3	84
4	B	110	3	6	4-små luft. part.	70	4	7,04	79	583	525	0,17	1,17	14
4	B	73	4	5	3-små luft. part.	60	4	7,04	79	593	521	0,47	>1,5	35
5	C	54	3	3	2-luftiga part	40	3	7,04	79	523	502	0,23	1,27	39
5	C	81	0	2	3-luftiga part.	50	2	7,04	79	525	502	0,53	>1,5	50
5	C	81	3	4			3	7,04	79	564	506	0,1	1,47	20
5	C	54	4	3			3	7,04	79	570	504	0,6	0,6	26

Bilaga 3 – Data från flotationsförsöken

Analys av klarfasen efter flotation. Kemikaliebenämning enligt Tabell 9.1. Låg dos = 1, hög dos = 2.

Prov	PO ₄ -P mg/l	P _{tot} mg/l	COD mg/l	COD _f mg/l	SS mg/l
Referens	3,7	8,2	870	590	240
A1	1,7	2,6	490	460	10
A2	1,4	1,8	480	480	2
B1	1,4	2,8	500	480	13
B2	0,6	1,2	470	420	3
C1	1,9	3,3	510	440	16
C2	0,5	1,9	490	450	12
D1	2,3	3,3	500	470	11
D2	1,3	1,8	480	430	4
E1	1,1	2,6	510	440	17
E2	0,5	0,8	460	430	3

Visuell inspektion av försöken.

Prov	Kommentarer
A1	Stora flockar. Bra flotation. Viss sedimentering. Enstaka flockar i klarfas.
A2	Stora flockar. Bra flotation. Viss sedimentering. Enstaka flockar i klarfas.
B1	Stora flockar. Bra flotation. Viss sedimentering. Enstaka flockar i klarfas.
B2	Stora flockar. Mycket bra flotation. Viss sedimentering. "Ren" klarfas.
C1	Stora flockar. Bra flotation. Mer sedimentering än A och B. Enstaka flockar i klarfas.
C2	Stora flockar. Bra flotation. Mer sedimentering än A och B. Enstaka flockar i klarfas.
D1	Små flockar. Dålig flotation. Viss sedimentering. Ingen utvecklad klarfas.
D2	Små flockar. Bra flotation. Mer sedimentering än A och B. "Ren" klarfas.
E1	Små flockar. Dålig flotation. Viss sedimentering. Mycket flockar i klarfas.
E2	Små flockar. Bra flotation. Mer sedimentering än A och B. Enstaka flockar i klarfas.

Bilaga 4 – Data från närsaltsundersökningen

Gonäs närsalter Halter

Inkommande vatten

	Flöde m ³ /dygn	COD mg/l	NH ₄ -N mg/l	Kjeldahl-N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Total-N mg/l	PO ₄ -P mg/l	Tot-P mg/l
19-20/11	4620	750	< 2	20	0,5	21	4,2	5
20-21/11	4880	890	2,6	24	0,2	24	5,7	6,9
21-22/11	5160	1200	2,3	27	0,6	28	5,8	
22-23/11	5090	800	2,6	26	0,2	26	5,5	6,4
23-24/11	4530	1180	2,7	24	1,4	25	5,8	
24-25/11	3940	670	3,6	20	0,6	21	5,2	
25-26/11	4290	590	4,2	19	0,6	20	3,7	

Efter försedimentering

	Flöde m ³ /dygn	COD mg/l	NH ₄ -N mg/l	Kjeldahl-N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Total-N mg/l	PO ₄ -P mg/l	Tot-P mg/l
19-20/11	5210	570	3,3	15	0,2	15	2	2,3
20-21/11	5480	750	3	17	0,3	17	2,8	3,2
21-22/11	5710	Prov saknas						
22-23/11	5680	710	3,7	18	0,7	19	3	3,2
23-24/11	5080	1020	2,3	18	1,6	20	3,5	
24-25/11	4510	640	3,7	14	1,2	15	4	
25-26/11	4770	410	4,2	17	0,3	17	1,8	

Efter biobädden

	Flöde m ³ /dygn	COD mg/l	NH ₄ -N mg/l	Kjeldahl-N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Total-N mg/l	PO ₄ -P mg/l	Tot-P mg/l
19-20/11	5210	240	< 2	13	< 0,2	13	1,3	1,9
20-21/11	5480	360	< 2	12	< 0,2	12	1	1,8
21-22/11	5710	580	< 2	13	< 0,2	13	0,83	
22-23/11	5680	360	< 2	9,4	< 0,2	9,5	0,83	1,3
23-24/11	5080	680	< 2	16	< 0,2	16	1,3	
24-25/11	4510	290	< 2	7,3	< 0,2	7,4	1,5	
25-26/11	4770	120	< 2	8,6	< 0,2	8,7	1	

Utgående vatten

	Flöde m ³ /dygn	COD mg/l	NH ₄ -N mg/l	Kjeldahl-N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Total-N mg/l	PO ₄ -P mg/l	Tot-P mg/l
19-20/11	4620	25	2,8	5,3	0,8	6,1	< 0,25	0,075
20-21/11	4880	29	1,9	4,4	0,2	4,6	< 0,25	0,062
21-22/11	5160	40	< 2	2,9	< 0,2	3	< 0,25	
22-23/11	5090	34	< 2	1,9	< 0,2	2	< 0,25	0,072
23-24/11	4530	48	< 2	2,8	< 0,2	2,9	< 0,25	
24-25/11	3940	50	< 2	2,6	< 0,2	2,7	0,7	
25-26/11	4290	47	< 2	2,4	< 0,2	2,5	0,5	

Gonäs närsalter Mängder**Inkommande vatten**

	COD kg/dygn	% minskning av COD steget totalt		Total-N kg/dygn	% minskning av N-tot steget totalt		PO ₄ -P kg/dygn	Total-P kg/dygn
19-20/11	3465			97			19	23
20-21/11	4343			117			28	34
21-22/11	6192			144			30	
22-23/11	4072			132			28	33
23-24/11	5345			113			26	
24-25/11	2640			83			20	
25-26/11	2531			86			16	

Efter försedimentering

	COD kg/dygn	% minskning av COD steget totalt		Total-N kg/dygn	% minskning av N-tot steget totalt		PO ₄ -P kg/dygn	Total-P kg/dygn
19-20/11	2970	14	14	78	19	19	10	12
20-21/11	4110	5	5	93	20	20	15	18
21-22/11	Prov saknas							
22-23/11	4033	1	1	108	18	18	17	18
23-24/11	5182	3	3	102	10	10	18	
24-25/11	2886	-9	-9	68	18	18	18	
25-26/11	1956	23	23	81	5	5	9	

Efter biobädden

	COD kg/dygn	% minskning av COD		Total-N kg/dygn	% minskning av N-tot		PO4-P kg/dygn	Total-P kg/dygn
		steget	totalt		steget	totalt		
19-20/11	1250	58	64	68	13	30	7	10
20-21/11	1973	52	55	66	29	44	5	10
21-22/11	3312		47	74		49	5	
22-23/11	2045	49	50	54	50	59	5	7
23-24/11	3454	33	35	81	20	28	7	
24-25/11	1308	55	50	33	51	60	7	
25-26/11	572	71	77	41	49	52	5	

Utgående vatten

	COD kg/dygn	% minskning av COD		Total-N kg/dygn	% minskning av N-tot		PO4-P kg/dygn	Total-P kg/dygn
		steget	totalt		steget	totalt		
19-20/11	116	91	97	28	58	71	< 1	0,35
20-21/11	142	93	97	22	66	81	< 1	0,30
21-22/11	206	94	97	15	79	89	< 1	
22-23/11	173	92	96	10	81	92	< 1	0,37
23-24/11	217	94	96	13	84	88	< 1	
24-25/11	197	85	93	11	68	87	3	
25-26/11	202	65	92	11	74	88	2	

Bilaga 5 – Data från rötningsförsöket i fullskala

Flöden under försöksperioden (i m³). Kursiva värden är medelvärden eller uppskattat värde.

Datum	Korkrest	Slam till förtjockargaller	Slam från galler (beräkning)	Kemslam	Tillsatt externslam	Slam till rötkammare	Gasproduktion
2001-10-15	5		11,2	8,3	25	31	579
2001-10-16			11,2	8,3		40	562
2001-10-17			11,2	8,3	50	71	610
2001-10-18	5		11,2	8,3	13	45	766
2001-10-19	5		11,2	8,3		25	637
2001-10-20			11,2	8,3		25	637
2001-10-21			11,2	8,3		25	637
2001-10-22	2,1		11,2	8,3	25	28	479
2001-10-23			11,2	8,3		30	485
2001-10-24	10		11,2	8,3		29	632
2001-10-25			11,2	8,3	25	25	582
2001-10-26	10	108	12,5	8		27	630
2001-10-27		108	12,5	8		27	630
2001-10-28		108	12,5	8		27	630
2001-10-29		123	12,0	6	25	30	486
2001-10-30	10	87	8,5	7		28	605
2001-10-31		148	12,3	9		30	592
2001-11-01	10	114	9,5	9		31	892
2001-11-02		123	10,2	9		26	650
2001-11-03		123	10,2	9		26	650
2001-11-04		123	10,2	9		26	650
2001-11-05		124	12,7	5	25	28	525
2001-11-06		121	12,4	21		29	493
2001-11-07		113	11,3	12		30	492
2001-11-08		110	11,0	5		45	540
2001-11-09		112	11,2	6		30	536
2001-11-10		112	11,2	6		30	536
2001-11-11		112	11,2	6		30	536
2001-11-12		109	10,9	7		31	514

Analysresultat under försöksperioden. TS i % och GF i % av TS. Alla analyser utom de för korningsresterna är utförda på samlingsprov från dagarna innan analys.

Datum	Korkrester		Till galler		Slamkaka		Kemslam		Externslam Sörvik		Externslam Grangårde		Till röttkammaren		Från röttkammaren		COD i klarfasen		Avvattnat slam		
	COD mg/l	TS	GF	TS	GF	TS	GF	TS	GF	TS	GF	TS	GF	pH	kond mS/m	TS	GF	mg/l	TS	GF	
2001-10-11														4,0	554	4,3	51,2	1 770			
2001-10-12																					
2001-10-13																					
2001-10-14																					
2001-10-15	131 000	3,7		8,66	68,2								7,2	582	4,3	50,2	1 270	18,3	51,1		
2001-10-16																					
2001-10-17																					
2001-10-18	126 000	3,0	95,4							2,0	60,8	4,6	58,2	6,3	589	4,3	50,5	1 050	19,9	51,5	
2001-10-19	108 000	2,8	95,8																		
2001-10-20																					
2001-10-21																					
2001-10-22	97 000	3,0	95,8							2,1	60,3			6,4	586	4,2	50,6	1 180			
2001-10-23																					
2001-10-24	100 000	3,5	96,8																		
2001-10-25																					
2001-10-26	105 000	3,5	97,1									4,6	58,2	4,9	580	4,2	48,8	865	20,8	50,0	
2001-10-27																					
2001-10-28																					
2001-10-29				1,0	79,4	8,6	79,8	5,5	55,8	2,3	60,2			4,1	612	4,1	51,7	939	22,5	51,0	
2001-10-30	119 000	4,6	96,5																		
2001-10-31				0,94	79,3	9,6	79,4	5,6	53,9					5,0	597	4,1	51,7	916			
2001-11-01	134 000	3,2	95,5																		
2001-11-02																					
2001-11-03																					
2001-11-04																					
2001-11-05				0,72	73,6	8,7	75,0	6,0	56,2					5,6	566	4,1	51,8	861	16,0	52,0	
2001-11-06																					
2001-11-07				0,82	80,4	8,0	80,6	4,7	52,8					5,0	598	4,0	50,3	948	19,4	51,0	