



Botnia-Atlantica 



EUROPEISKA
UNIONEN
Europeiska regionala
utvecklingsfonden

Gränsöverskridande samarbete över fjäll och hav

Projektrapport

**En undersökning om reningsmetoder och en
kartläggning av tre avloppsvattenreningsverk i
Österbotten**

Sabina Nabb

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
2	Projektet Mare Purum	1
3	Mekanisk avloppsvattenrening	3
4	Kemisk avloppsvattenrening.....	8
5	Biologisk avloppsvattenrening.....	10
5.1	Aerob biologisk rening	12
5.2	Anaerob biologisk rening.....	15
5.3	Kväverening.....	16
6	Slambehandling.....	17
6.1	Slamanvändning	20
7	Småskalig vattenrening.....	20
8	Övriga reningstekniker.....	22
9	Lagkrav.....	22
9.1	Svensk lagstiftning	24
9.2	Finsk lagstiftning.....	25
10	Industrier.....	26
10.1	Livsmedelindustrin	26
10.2	Massa- och pappersindustrin	27
10.3	Slaktindustrin.....	27
11	Pått ska reningsverket	27
11.1	Reningsverkets funktion.....	28
11.2	Reningseffekt.....	29
11.3	Nuvarande analysmetoder	33
11.4	Anläggningsspecifika egenskaper och problem	34
12	UPM Kymmene Oyj Jakobstad	35
12.1	Vattenförbrukning	35
12.2	Reningseffekt.....	36
13	Stormossen	39
13.1	Lakvattenrening.....	39
13.1.1	Reningsverkets funktion.....	39
13.1.2	Reningseffekt.....	40
13.1.3	Nuvarande analysmetoder	43
13.2	Processvattenrening	45
13.2.1	Reningsverkets funktion.....	45
13.2.2	Reningseffekt.....	46

13.2.3	Nuvarande analysmetoder	46
14	Sammanfattning och diskussion	48
	Källförteckning	49
	Bilagor	I

BILAGEFÖRTECKNING

1. Avloppsvattenrening Påttska reningsverket

2. Lakvattenrening Stormossen

3. Processvattenrening Stormossen

1 Inledning

Denna rapport är en del av projektet Mare Purum och beskriver olika processer för avloppsvattenrening. Avloppsvattenrening omfattar sådana enhetsprocesser som endera mekaniskt, kemiskt eller biologiskt avlägsnar bakterier, metaller, löst material, organisk substans och andra patogena ämnen ur avloppsvattnet.

Ibland kan en enda enhetsprocess vara tillräcklig för att rena det ingående vattnet så pass att det går att släppa ut, men oftast måste vattnet genomgå flera reningssteg för att uppfylla de nationella kraven som ställs. De enskilda processerna kombineras ihop till en större anläggning. (Stuetz2009, s. 27).I detta arbete är reningsprocesserna indelade i fysiska, kemiska och biologiska tekniker, med fokus på de biologiska. Även slambehandling och slamanvändning tas upp.

I rapporten beskrivs tre avloppsvattenreningsverk i Österbotten närmare. Dessa är Påttiska reningsverket, som behandlar kommunalt avloppsvatten, reningsverken för lakvatten och processvatten vid Stormossens avfallscentral samt UPM Kymmene reningsverk, som renar vatten från en cellulosafabrik.

2 Projektet Mare Purum

Mare Purum är ett drygt tvåårigt samarbetsprojekt inom Botnia Atlantica-programmet mellan Yrkeshögskolan Novia, Umeå Universitet, Svenska Lantbruksuniversitetet, Teknologicentret KETEK Ab samt Vasa yrkeshögskola. Figur 1 visar området som Botnia Atlantica-programmet sträcker sig över.



Figur 1. Botnia-Atlantica området. (Mare Purum, 2012)

Syftet med projektet är att öka kompetensen inom regionen vad gäller biologisk avloppsvattenrening. Avloppsvattnet renas oftast mekaniskt, kemiskt och biologiskt. Det biologiska steget är det som är svårast att styra, eftersom levande bakterier är inblandade. Det är viktigt att ta mätningar både på ingående och utgående vatten för att effektivt kunna styra processen. Mätningarna analyseras på de flesta ställen veckovis med laboratorieanalyser. Då fås analysresultatet för sent för att hinna ändra något i processtyrningen. Projektet vill ersätta dessa mättrutiner och laborationsmetoder med snabbare realtidsmätningar.

Botnia-Atlantica programmet är ett gränsöverskridande program som syftar till att medfinansiera projekt inom Botnia-Atlantica området. Programmet är ett av flera europeiska territoriella samarbetsprogram, som samfinansieras av Europeiska regionala utvecklingsfonden. Figur 2 visar logon och internetsidan för Botnia-Atlantica.



Figur 2. Botnia-Atlantica logo. (Mare Purum, 2012)

Projektet är indelat i tre faser; probleminventering, provinsamling och analys samt realtidsmätningar. Denna rapport hör till fas 1 i projektet, probleminventeringen. I den ingår en kartläggning av reningsverkens funktion, nuvarande analysrutiner och anläggningsspecifika egenskaper och problem.

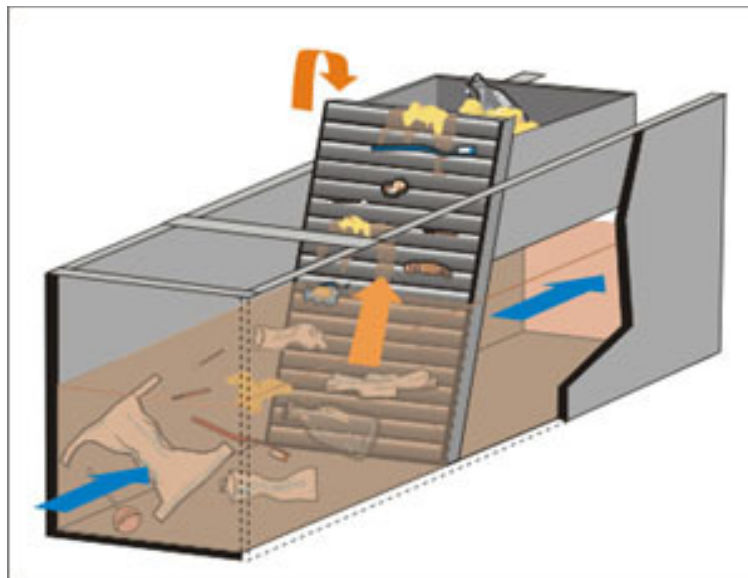
De verksamhetsplatser som är av största intresse är cellulosaindustrin, kommunala avlopp och reningsverk samt livsmedelsindustrin. Inom alla dessa är avloppsvattenreningen problematisk och att förbättra mätmetodiken är viktigt både för miljön och ur ett ekonomiskt perspektiv. (Mare Purum projektbeskrivning).

3 Mekanisk avloppsvattenrening

Vid mekanisk avloppsvattenrening utnyttjas två principer. Den ena bygger på densitetsskillnader mellan partiklar och vatten. Partiklarna kan endera avskiljas genom att de sjunker ner till botten (sedimentation) eller genom att de flyter upp till ytan (flotation). Den andra principen bygger på att ett hinder sätts upp som partiklar i vattnet fastnar i. Hindren kan vara galler, silar eller filter. (Persson & Nilson 1993, s. 60). I detta kapitel beskrivs kort några tekniker som används vid mekanisk avloppsvattenrening.

Avloppsvatten som rinner in till anläggningar kan innehålla stora mängder av fast material, t.ex. trä, grus och skräp. För att skydda anläggningen är det nödvändigt att avlägsna detta i ett tidigt skede. (Horan 1990, s. 42). Det kan göras t.ex. med trappgaller eller sönderdelare. I Figur 2 visas ett trappgaller. Ett trappgaller är stänger av stål, placerade som en trappa, med normalt 2–7 cm mellanrum. Detta roterar och avlägsnar på så sätt fast material från avloppsvattnet. Rörelsen sker i de bruna pilarnas riktning i figur 3. Trappgallret lyfter bort skräpet, som samlas upp, och släpper förbi vattnet. (Masters 1996, s. 289).

En sönderdelare skär sönder de fasta materialet till så små delar att de kan följa med avloppsvattnet till sedimenteringen och sedan avlägsnas därifrån. En vanlig variant av sönderdelaren är en roterande trumma. Inuti trumman finns knivar. Man låter då avloppsvattnet rinna igenom trumman samtidigt som den roterar och sönderdelar det fasta materialet. (Horan 1990, s. 43).



Figur 3. Trappgaller.(Vasa vatten, 2013)

Enligt Persson & Nilson (1993, s. 60) är sedimentering en mycket vanlig partikelavskiljningsmetod och Hammer & Hammer (2001, s. 466) hävdar att den till och med är den mest använda metoden i både vatten- och avloppsvattenbehandling. Sedimentering innebär att man sänker vätskans flödes hastighet och låter de partiklar som är tyngre än vatten sjunka ner till botten av en bassäng. Slammet som samlas på botten skrapas sedan bort för vidarebehandling. (Hammer & Hammer 2001, s. 466).

Ett annat sätt att få bort sand, grus och andra partiklar som är för små för trappgallret är sandavskiljningsbassängen. Den fungerar precis som en sedimenteringsbassäng, med den skillnaden att i sandavskiljningsbassängen hålls avloppsvattnet endast länge nog för att tyngre material som grus ska kunna sedimentera. Gruset eller sanden kan avlägsnas och föras till deponi, medan vattnet fortsätter med en lägre hastighet än tidigare till en sedimenteringsbassäng. (Masters 1996, s. 289).

Sedimentering i början av reningsprocessen avlägsnar både organiska och oorganiska partiklar, vilket minskar den organiska belastningen för övriga reningssteg. (Gray 1999, s.

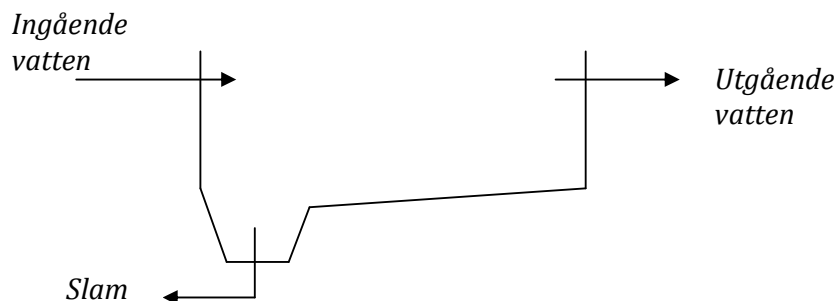
466). En sedimenteringsbassäng kan avlägsna upp till 40% av BOD, (biological oxygen demande, biologisk syreförbrukning) som fasta substanser. (Horan 1990, s. 48).

Det finns olika sorters sedimenteringsbassänger. Avloppsvattnet kan endera flöda horisontalt eller radiellt. I figur 4 åskådliggörs en sedimenteringsbassäng med horisontalt flöde. En bassäng med radiellt flöde liknar bassängen med horisontalt flöde.

Bassängerna med horisontalt flöde är oftast rektangulära och avloppsvattnet förflyttar sig med en konstant hastighet från en kortsida till den andra. Det här betyder att de tyngre partiklarna kommer att sedimentera närmare intaget medan de lättare partiklarna samlas närmare uttaget. För att få partiklarna att klumpa ihop sig och därmed sedimentera snabbare kan man tillsätta flockningskemikalier. Om partiklarna är mycket små kan flotation, som beskrivs närmare nedan, vara att föredra. Slammet som sjunker ner till botten skrapas bort med hjälp av en skrapa längs med botten.

Sedimenteringsbassänger med radiellt flöde är cirkulära med en botten som lutar ner mot mitten. Avloppsvattnet kommer in i mitten av tanken, underifrån, och strömmar ut mot tankens omkrets som är försedd med ett utlopp. Det finns även cirkulära bassänger med horisontalt flöde.

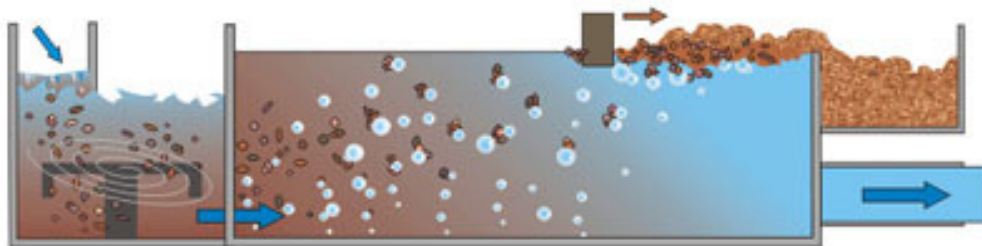
Cirkulära bassänger med horisontalt flöde har en botten som lutar in mot mitten med minst 60 grader. Avloppsvattnet kommer in genom ett rör i mitten av tanken antingen underifrån eller ovanifrån. Slammet avlägsnas med hjälp av roterande skrapor och automatisk utpumpning. (Horan 1990, s. 49).



Figur 4. Rektangulär sedimenteringsbassäng med horisontalt flöde.

En annan mycket vanlig mekanisk avloppsvattenreningsteknik är flotation. Flotation utnyttjar, liksom sedimentering, skillnader i densitet. Till skillnad från sedimentering, där partiklarna sjunker ner till botten, flyter partiklarna upp till ytan och kan avlägsnas

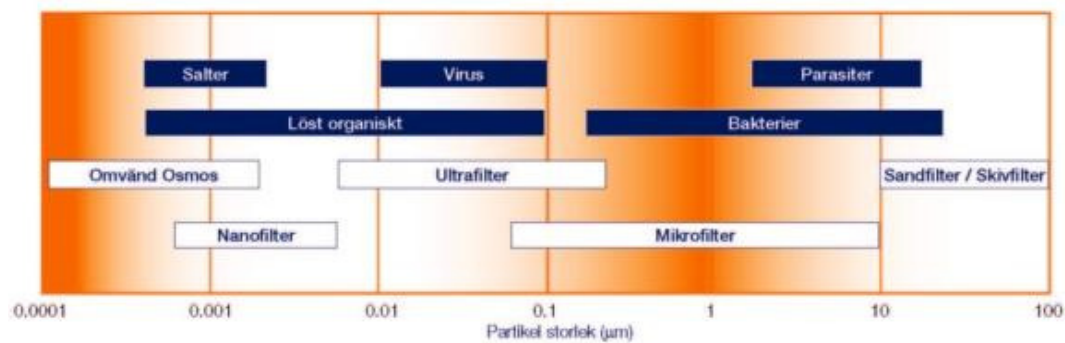
därifrån. Principen, som syns i figur 5, bygger på att luftbubblor sprutas in i tanken och fäster sig på partiklar som sedan flyter upp till ytan. Flotation används för att avlägsna fett, olja och andra liknande ämnen. Flotation kan också göras passivt, så att de partiklar som är lättare än vatten flyter upp till ytan av sig själva. Då krävs en hydraulisk uppehållstid på minst 30 minuter och en flödes hastighet som är högst 5 m per timme. Hydraulisk uppehållstid är ett medelvärde på hur länge en vattenmolekyl stannar i reningssystemet. (Gray 1999, s. 472–473).



Figur 5. Flotation (Vasa Vatten, 2013)

I slutet av reningsprocessen används oftast filtrering för att ta bort resterande småpartiklar. Filtrering tar bort fast material från avloppsvatten med hjälp av sand eller annat granulärt material. Man låter vattnet rinna igenom ett filter, oftast en sandbädd, som småningom sätts igen av partiklarna som fastnar i det. Det här leder till att filtret med jämna mellanrum måste tvättas. Det kan göras endera så att filtret tas ur drift och backspolas, eller genom kontinuerlig rengöring. (Persson & Nilsson 1993, s. 61). Vid kontinuerlig rengöring flödar vattnet uppåt genom sanden. En del av sanden pumpas hela tiden upp från botten och tvättas med filtrerat vatten. Tvättvattnet pumpas sedan ut i avloppet och den renade sanden släpps in i toppen av anläggningen igen. Medan det här utförs kan filtret vara i användning, så det kontinuerliga sandfiltret kräver inget driftstopp för rengöring. (Stuetz 2009, s. 67).

Ett membran är ungefär som ett filter, men kan avlägsna mindre partiklar än ett filter. Principen bygger på att vatten tränger igenom membranet, medan partiklarna inte gör det. Vätskeströmmen som passerar genom membranet kallas för permeat. Membran kan utformas på olika sätt. För att vara så effektiva som möjligt brukar de kopplas ihop till moduler. (Persson & Nilsson 1993, s. 56). Olika porstorlekar i membranen används för att avlägsna olika föroreningar ur vattnet. I figur 6 visas vad olika sorters filter och membran kan avlägsna ur avloppsvattnet.

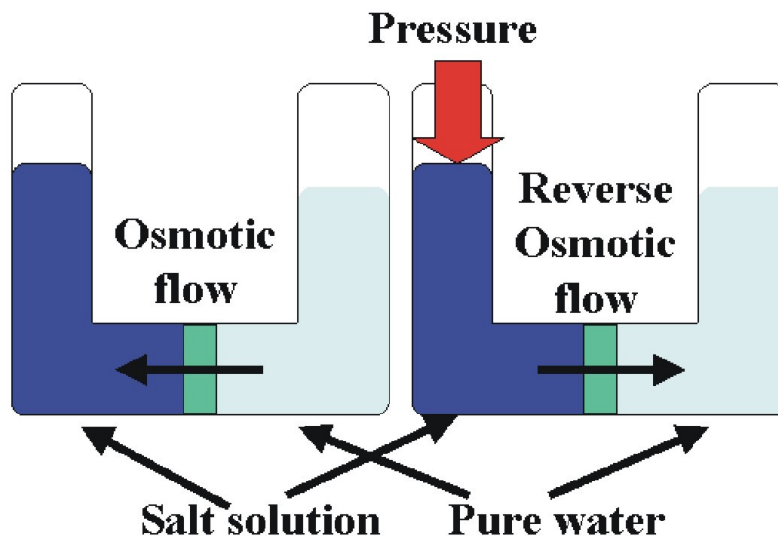


Figur 6. Vad olika filter avlägsnar ur ett avloppsvatten. (Prominent hemsida, 2013)

I figur 6 används benämningarna mikrofilter, ultrafilter, nanofilter och omvänd osmos. Mikrofiltrering avlägsnar partiklar mellan 0.05 och 5 µm, såsom bakterier och protozoer ur vattnet. (Gray 1999, s. 484–485).

Ultrafiltrering liknar mikrofiltrering, men porerna i membranet är mindre och trycket som används för att pressa igenom det orenade vattnet högre. Trycket kan vara upp till 3000 kPa. Permeatet passerar genom membranet och de koncentrerade partiklarna pumpas till en tank. (Gray 1999, s. 486). Ultrafiltrering används bl. a. för återanvändning av färgpigment och avlägsnande av olja i industriellt vatten. Dessutom är membranet tillräckligt fint för att stoppa virus. (Stuetz 2009, s. 160).

Omvänd osmos bygger på att vatten under tryck diffunderar från en högkoncentrerad del till en lågkoncentrerad del genom ett halvgenomträngligt membran. (Persson & Nilson 1993, s. 56). Till skillnad från mikrofiltrering och ultrafiltrering har detta membran inga porer. Avlägsnandet av salter och metalljoner sker genom att en molekyl åt gången diffunderar genom vakanser i den molekylära strukturen hos membranmaterialet. Om saltvatten och färskvatten placerades i ett kärl med detta membran mellan, skulle färskvattnet diffundera genom membranet och späda ut saltvattnet. Detta kallas för osmos, och skulle fortgå ända tills den osmotiska tryckdifferensen försvinner. Vid omvänd osmos tillsätts ett tryck som motverkar det osmotiska trycket. Osmos och omvänd osmos visas i figur 7.



Figur 7. Osmos och omvänd osmos. (ThinkQuestLibrary, 2013)

Nanofiltrering är ett mellanting av ultrafiltrering och omvänd osmos. Membranet tillåter både mekanisk filtrering och diffusion. Nanofiltrering tar bort partiklar med en storlek på 0.0005-0.005 μm . Processen använder ett lägre tryck än vid omvänd osmos, men tillåter istället ett snabbare flöde genom membranet. (Gray 1999, s. 488).

4 Kemisk avloppsvattenrening

Det finns ett flertal reningstekniker som bygger på att vattnets kemiska egenskaper förändras. För att göra detta tillsätts någon form av kemikalie till vattnet som ska renas. Kemisk avloppsvattenrening används bl.a. för att förbättra sedimentering, fälla ut metaller och för att få bort virus och bakterier. (Stuetz 2009, s. 75).

Vissa föroreningar, såsom tungmetaller och fosfater, förekommer lösta i avloppsvatten. För att kunna avskilja dessa används kemisk fällning. Då tillsätts en kemikalie för att få föroreningarna i olöst form, så att de senare kan avlägsnas med någon mekanisk metod.

Fosfor är ett näringsämne som bidrar till övergödningen. Förut kom en stor del av fosfor i avloppsvatten från tvättmedelstillsatser. Idag har många EU-länder infört förbud mot fosfater i tvättmedel, men i kommunalt avloppsvatten finns fosfor från t.ex. exkrementer. (Miljödepartementet, 21.07.2012) Som fällningskemikalie för fosfor används oftast aluminiumjoner, järnjoner eller kalciumjoner. Fällningskemikalien blandas snabbt in i

vattnet och flockar av svårlösliga metallhydroxid-fosfat-föreningar bildas. Flockarna avlägsnas sedan med sedimentering, flotation eller filtrering.

Ytbehandlingsindustrin har ofta ett avloppsvatten innehållande metaller. Som fällningskemikalie för metaller används släckt kalk eller natriumhydroxid. Fällningen som bildas är ett metallhydroxidslam, som avlägsnas genom sedimentering, flotation eller filtrering.

Kemisk fällning kräver ett mycket snävt pH-intervall. Metallföreningar ger optimala utfällningar endast vid ett visst pH och dessa är olika för olika metaller. Många gånger läggs pH på 9–10 för att fälla ut flera metaller samtidigt. (Persson & Nilson, s. 79–80).

Koagulering och flockning används för att lättare få bort utfällda föreningar ur avloppsvattnet. Vid koagulering tillsätts en polymer eller salt för att neutralisera laddningen hos partiklarna och påbörja flockning. Det här blandas in i avloppsvattnet genom omrörning. För att dessa flockar sedan ska växa sig större och vara lättare att avlägsna krävs en successivt minskande omrörningshastighet.

De flesta kolloidala partiklar har en negativ laddning, vilket betyder att positivt laddade kemiska medel krävs för en neutralisering. I allmänhet används aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) eller järnklorid (FeCl_3). Koagulering och flockning är många gånger en samtidig process som kemisk fällning, men kan även användas för att avlägsna färg eller suspenderade ämnen. Metoden används för att avlägsna fibrer, färgämnen, organiskt material och olja. (Persson & Nilson 1993, s. 81; Stuetz 2009, s. 84).

Ibland är avloppsvattnet från industriella processer surt eller alkaliskt. Det bör då neutraliseras. Neutralisering betyder att vattnets pH justeras till nära 7. För att neutralisera sura vätskor används släckt kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), lut (NaOH) eller soda (Na_2CO_3). Lut och soda löser sig bra i vatten, vilket gör att de är enkla att dosera.

Vid neutralisering av baser används mestadels svavelsyra. Ibland används även saltsyra, men saltsyra är dyr och extremt korrosiv. Vid neutralisering måste man ta särskild hänsyn till vattnets buffertkapacitet och variationer i pH i det inkommande vattnet. En annan sak att ta i beaktande är att kemikalierna bör väljas så att inga skadliga beläggningar kan bildas. Sådana beläggningar kan vara kalciumsulfat (CaSO_4) eller kalciumkarbonat (CaCO_3). (Kaupinkilätköyry 1980, s. 65).

Syftet med desinficering är att få bort patogena bakterier och virus ur avloppsvattnet för att skydda människors hälsa. Detta kan göras med UV-ljus, ultraljud, uppvärmning av vattnet eller genom tillsättning av kemikalier. Klor i olika former är enligt Kaupunkiliitonjulkaisu (1980, s. 71) den vanligaste metoden i Finland för desinficering och enligt Hammer och Hammer (2001, s. 419) även den billigaste. Klor tillsätts i form av klorgas (Cl_2), natriumhypoklorit (NaClO) eller kalciumhypoklorit ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$) och bör ha en kontakttid med vattnet på ungefär 30 minuter. Hammer och Hammer menar att storleken på dosen klor som behöver tillsättas beror på vattnets pH, temperatur och andel bakterier eller virus. (Kaupunkiliitonjulkaisu 1980, s. 71; Hammer & Hammer 2001, s. 419–420).

Kemisk oxidation och reduktion betyder att elektroner förflyttas. Man använder då oxidationsmedel och reduktionsmedel. Ett oxidationsmedel (vid oxidation) avger en elektron medan ett reduktionsmedel (vid reduktion) upptar en elektron. Exempel på oxidationsmedel är klorgas, ozon och klordioxid.

Av oxidation och reduktion är oxidation den teknik som används mer inom avloppsvattenrening. Oxidation används för att avlägsna ammonium, sulfider, organiskt material och för att oskadliggöra cyanid. För att jämföra olika ämnens förmåga till oxidation används oxidationstal. Ju högre oxidationstal, desto större kapacitet har ämnet för oxidation. Reduktion används som sagt mera sällan än oxidation. I industrins avloppsvatten, används det för att reducera kromat till krom. I övriga avloppsvatten förekommer krom ofta som sexvärt krom (VI), som då reduceras till ett mindre giftigt trevärt krom (III). (Stuetz 2009, s.89–90).

5 Biologisk avloppsvattenrening

De kemiska tillsatserna rör inte på alla föroreningar. Även om den kemiska reningen avlägsnar många föroreningar, kommer en del av dem fortfarande att bli kvar i avloppsvattnet. Dessutom blir kostnaderna höga med fortgående inblandning av kemikalier och omhändertagning av det kemiska slammet. Istället kan biologisk avloppsvattenrening användas. (Gray 1999, s. 330).

Den biologiska avloppsvattenreningen utnyttjar mikroorganismer som naturligt lever i vattnet. Mikroorganismerna livnär sig på föroreningen och bildar ett slam som lätt kan separeras från avloppsvattnet. (Gray 1999, s. 330). En enda art kan inte rena alla olika organiska och oorganiska föreningar. Ett varierat ekosystem behövs och kommer att bildas.

Hur populationen ser ut beror på vilka arter som gynnas i miljön. Beroende på vad man vill rena bör lämpliga miljöer skapas för de mikroorganismer man vill ska föröka sig. För detta krävs kunskap om hur de olika mikroorganismerna verkar. (Horan 1990, s. 107).

Av de mikroorganismer som används till att rena avloppsvatten finns det flest av bakterierna (Horan 1990, s. 109). Bakterier omvandlar organiska föreningar till biomassa och gaser, främst koldioxid (CO_2) och metangas (CH_4). De ingår i både nitrifikations- och denitrifikationsprocesser och de deltar i omvandlingen av lösligt fosfat till olösligt intracellulärt fosfat. Mer om detta i avsnitt 5.3. (Stuetz 2009, s. 120).

Bakterierna kan delas in i två huvudgrupper beroende på varifrån de tar sin näring; autotrofa och heterotrofa. Autotrofa bakterier tar sin näring från koldioxid eller karbonat medan de heterotrofa använder organiskt kol som näringskälla. De heterotrofa bakterierna är indelade i 3 undergrupper, de aeroba, anaeroba och de fakultativa. Gemensamt för dessa tre undergrupper är att de använder organiskt kol som energikälla och omvandlar det organiska kolet till koldioxid. Denna process kallas för dissimilation.

De aeroba bakterierna kräver tillgång till syre för att fungera. I naturliga vatten är de dominerande och det är även de aeroba bakterierna som används i de flesta biologiska reningsteknikerna. De aeroba processerna är i jämförelse med andra biologiska processer snabba. De anaeroba bakterierna kräver å sin sida att det inte finns något löst syre. Istället använder de syre från andra källor, t.ex. nitrat. Anaeroba processer är långsammare än de aeroba och ger dessutom ofta upphov till luktande rester. De fakultativa bakterierna kan överleva både i miljöer med syre och i miljöer utan syre. Oftast föredrar de endera. (Gray 1999, s. 90–91).

Autotrofa bakterier använder koldioxid eller karbonat som kolkälla. De får sin energi från ljus eller oorganiska kemiska reaktioner. De viktigaste autotrofa bakterierna inom avloppsvattenrening är de som reducerar svavel, järn och deltar i nitrifikationsprocesser. (Gray 1999, s. 91).

Protozoer, som även kallas urdjur, hör till de eukaryota organismerna. En eukaryot är en organism vars celler innehåller komplexa strukturer inuti membran. De allra flesta är encelliga, men det finns en stor variation i levnadsstil och utseende. (Horan 1990, s. 119). Protozoer hjälper till att reducera organiskt material, även bakterier, och vid avlägsnandet av suspenderade ämnen. (Stuetz 2009, s. 120).

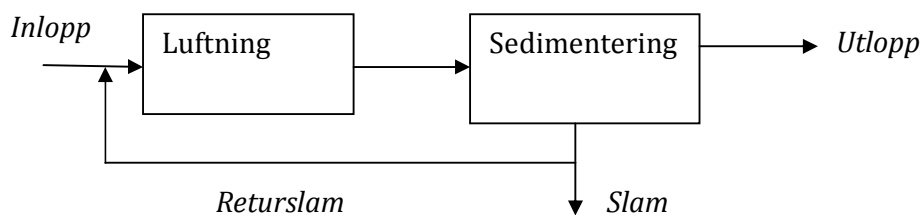
Alger hör även de till eukaryoter. Skillnaden mellan protozoer och alger är algernas förmåga till fotosyntes. Vid avloppsvattenrening används de i biologiska bäddar och i stabilisering av slam. (Horan 1990, s. 116).

Fungi, svampar, kan hjälpa reningen i biologiska bäddar. Andra biologiska arter, såsom insektslarver, hjuldjur och nematoder kan hjälpa till vid konsumtionen av organiskt material, speciellt vid biologiska bäddar. (Stuetz 2009, s. 121).

5.1 Aerob biologisk rening

Av de biologiska reningsmetoderna är den aeroba reningen den viktigaste. Den används för att avlägsna syrekrävande organiska föreningar i avloppsvatten samt för stabilisering av organiska slam. Slamstabilisering finns beskrivet i kapitel 6. Tack vare mikroorganismerna kommer man även åt de lösta organiska föreningarna.

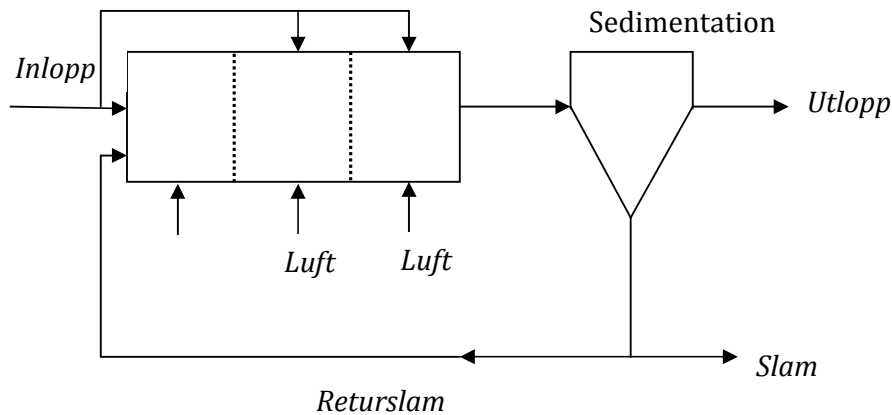
En traditionell aerob biologisk reningsmetod är aktivslamprocessen. (Persson & Nilson 1993, s. 64). Aktivslamprocessen utförs i två steg. I figur 8 visas den enklaste aktivslamprocessen. Det första steget är en luftningsbassäng som innehåller en stor andel mikroorganismer. Dessa bakterier och urdjur reducerar halten organiskt material i vattnet. Det andra steget är en sedimenteringsbassäng, där slammet separeras från vattnet.



Figur 8. Aktivslamprocessen

För att mikroorganismerna ska fungera i luftningsbassängen krävs tillgång till syre, som åstadkoms genom luftinblåsning. Dessutom förs en del av slammet från sedimenteringsbassängen som returslam tillbaka till luftningsbassängen. Detta görs för att få en hög andel mikrober i luftningsbassängen som behövs för att reducera tillräckligt med organiskt material. (Persson & Nilson 1993, s. 65).

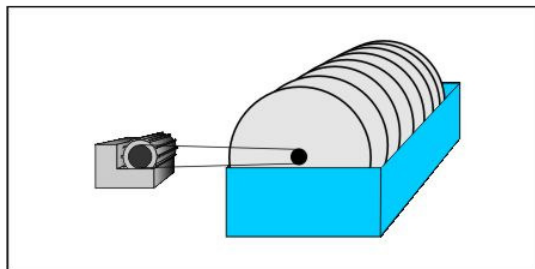
Det finns en hel del olika modifikationer av aktivslamprocessen. Förutom luftningsbassängen kan en anaerob zon införas för att denitrifikation ska ske, se avsnitt 5.3 om kväverening. (Gray 1999, s. 407). Då får man ner andelen nitrat som uppstår på grund av nitrifikation i luftningsbassängen. Problemet är då att koncentrationen av organiskt material i den anaeroba zonen är för låg för snabb denitrifikation. Det här kan lösas genom stegmatning, där det återanvända slammet matas in närmare den anaeroba zonen för att öka koncentrationen av organiskt material. Den anaeroba zonen kan placeras före luftningsbassängen för att få högre halt syre i utloppet. En hög syrehalt i utloppet är önskvärd för en fortsatt för en naturlig fortsatt biologisk rening. I figur 9 har steginmatning införts och den anaeroba zonen placerats först. (Gray 1999, s. 392).



Figur 9. Aktivslamprocessen

En annan biologisk metod är biorotorn. Biorotorn är uppbyggd av roterande cylindriska plastskivor, vanligen PVC eller polyeten, monterade i serie längs en horisontell axel. Plastskivorna fungerar som bärarmaterial för mikroorganismerna och är platta eller korrugerade med en stor specifik yta. De är placerade så att upp till 40 % av arean är nedsänkt i avloppsvattnet medan de sakta, kontinuerligt roterar. De resterande 60 % av skivan är i kontakt med luft och mikroorganismerna får på detta sätt det syre som krävs. Avloppsvattnet rinner genom tanken parallellt med axeln. I figur 10 syns principen för biorotorn. Skivorna avskiljs från varandra med skiljeväggar för att förhindra återblandning och för att reducera effekten av ett plötsligt ökat flöde. På dessa skivor bildas det en biofilm, alltså ett lager mikrober som renar vattnet. Rotationshastigheten är 1,5–3 varv per minut. En för snabb rotation sliter på biofilmen, medan en för långsam rotation kan leda till

otillräcklig syresättning. Periferihastigheten hålls på 0,3–0,6m/s så att biorotorns celler inte blir igenväxta av slammet. Inuti rotorn finns det kanaler som låter avloppsvatten, luft och lossnande biofilm passera. Den biofilm som bildas nöts alltså successivt bort när vattnet strömmar igenom. Ny syrerik luft sugas in och ger syre till mikroorganismerna. (Persson & Nilson 1993, s. 69–70; Gray 1999, s. 365–367). Biorotorer förses oftast med ett tak som skyddar dem från väder, ohyra och taket reducerar även oljud (Stuetz 2009, s. 128).



Figur 10. Biorotor(Hajaputsari,2013)

Den biologiska bädden är enligt Person & Nilson den äldsta av de biologiska processerna som tas upp i den här rapporten. I sin enklaste form består den av ett hårt bäddmaterial med en roterande fördelare. På detta bäddmaterial växer ett stationärt skikt av aktiva mikroorganismer. Förut användes sten som bäddmaterial, men idag används specialkorrugerade plastskivor. Fördelen med plastskivorna är den stora porvolymen, 95 %, den stora ytan per volymenhet, ca $100\text{--}140\text{m}^2/\text{m}^3$, samt den låga vikten som gör det enklare att bygga på höjden.

I detta system sprids avloppsvattnet jämnt över bädden med hjälp av roterande spridare eller perforerade rör. Den biologiska bädden har ett naturligt ventilationssystem som försäkrar tillgången av luft till mikroorganismerna. Luften strömmar uppåt, möter vattnet som flödar neråt och ger syre åt biobädden. För att undvika att kall utomhusluft kyler ned avloppsvattnet vintertid, kan uppvärmd ventilationsluft från reningsverket ledas till biobädden.

Biologiska bäddar, eller biotorn som de även kallas, är i allmänhet tillförlitliga och problemfria. Tack vare den stora specifika ytan innehåller biotorn mer bakterieslam per kubikmeter än en normal aktivslamanläggning och tål således variationer i BOD bra och biotorn kan även stå emot vissa toxiska chocker. Ett problem som kan förekomma är igensättning av bädden. Cellmassan som bildas på bäddmaterialet bör avlägsnas så att detta

inte sker. Ett tillräckligt flöde förhindrar igensättning. För att höja reningseffekten kan man använda sig av tvåstegsfiltrering, recirkulering av behandlat avloppsvatten eller en annan variant där två identiska bäddar placeras efter varandra och avloppsvattnet byter riktning ungefär varannan vecka för att förhindra igensättning av den första bädden. (Gray 1999, s. 352; Stuetz 2009, s. 126–128; Persson & Nilson 1993, s. 67–68).

I en biologisk damm sker reningen naturligt med mikroorganismer och alger. Denna är en grund damm, under 2 m djup, där vattnet får ligga i en till två månader. Dessa dammar är billiga att anlägga och kräver lite skötsel, men nackdelarna är att de kräver stort utrymme och fungerar dåligt vintertid i kallt klimat. Biologiska dammar är bäst för småskalig vattenrening.

En variant av biologiska dammar är den luftade biologiska dammen. Den är ungefär dubbelt djupare och har en uppehållstid på ca 5–7 dygn. Luft tillförs för att förbättra kapaciteten. Luftade biologiska dammar kan användas för att rena industriella vatten från livsmedelsindustrin eller cellulosaindustrin. (Persson & Nilson 1993, s. 65).

5.2 Anaerob biologisk rening

Anaerob biologisk rening betyder biologiska reningsprocesser i frånvaro av syre. Mikroorganismerna använder organiskt kol som energikälla. Det är således heterotrofa bakterier som gör jobbet. Anaeroba processer är långsammare och kräver ofta större anläggningar och längre uppehållstid än aeroba processer. Anaerob biologisk rening används för att rena avloppsvatten med högt innehåll av organiskt material och för behandling av slam.

Den anaeroba nedbrytningen av organiskt material kan sammanfattas i tre steg. I det första steget bryts proteiner, kolhydrater och fetter ner till aminosyror, sockerarter och fettsyror. Detta steg kallas för hydrolys. I det andra steget, syrabildning, bildas bl. a. ättiksyra, vätgas och koldioxid. I det tredje och sista steget bildas metan och koldioxid. Detta steg brukar kallas metanbildning. Olika bakterier står för olika steg i reningsprocessen. (Stuetz 2009, s. 137–138).

De rester som uppstår vid anaeroba processer är främst metangas, koldioxid, rötrest och värme. Metangasen är mycket energirik och kan användas bl.a. till uppvärmning och som biobränsle för fordon. Rötresten som uppstår är flera gånger mindre än det slam som uppkommer av samma mängd avloppsvatten vid aeroba processer, vilket medför billigare

slamhanteringskostnader. Rötresten kan användas som jordförbättrande gödselmedel inom jordbruket. (Persson & Nilson 1993, s. 73).

Den vanligaste temperaturen för anaeroba processer ligger runt 35°C i det mesofila området. Även högre temperaturer har visat sig vara möjliga. Inom termofila området, runt 55°C, fås en snabbare nedbrytning i avloppsvattnet. Bakterierna har en snabbare tillväxt och patogena organismer får svårare att överleva. Den högre temperaturen kräver mera energi, som kan fås från den producerade biogasen. Nackdelarna är att en termofil process är mera svårstyrd och att gifter i avloppsvattnet ger mera problem än vid lägre temperatur. (Stuetz 2009, s. 138–139).

Anaeroba filter utformas som ett biotorn, men är helt vätskefyllda. Anaeroba filter används bl.a. till denitrifikation. Avloppsvattnet som ska renas kan endera flöda uppåt eller nedåt genom filtret. En variant av tekniken är den anaeroba fluidiserade bäddreaktorn. Till skillnad från anaeroba filter är bärmaterialet i en anaerob fluidiserad bäddreaktor suspenderat. Bärmaterialet hålls suspenderat genom att återinföra biogas och avloppsvatten. Den anaeroba fluidiserade bäddreaktorn är svårare att starta upp än anaeroba filter men är enligt Stuetz väldigt tålig mot temperaturförändringar, giftiga föreningar och höga organiska belastningar. (Stuetz 2009, s. 139–140).

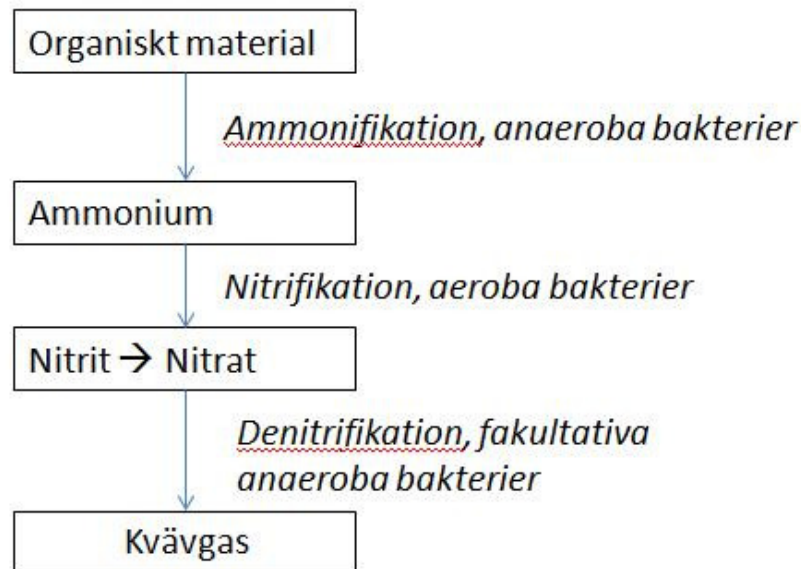
En liknande process är UASB reaktorn. UASB står för *upflowanaerobic sludge blanket reactor* och kan fritt översättas till anaerob bäddreaktor med uppåtflöde. I en UASB förlitar man sig på benägenheten för anaerob biomassa att aggregera till täta flockar eller granulat. Avloppsvattnet som ska renas kommer in i botten av reaktorn och flödar uppåt, samtidigt som det håller granulaten svävande. De tyngsta partiklarna kommer att sjunka till botten, medan biogasen kan samlas upp i toppen av reaktorn. Jämfört med andra anaeroba processer är en UASB svår att styra. (Stuetz 2009, s. 141).

5.3 Kväverening

Det kväve som finns i kommunala avloppsvatten härstammar främst från människans exkrementer. Ungefär 40% av det inkommande kvävet är i form av ammonium, och resterande 60% är bundet i organisk materia. Den biologiska kvävereningen i avloppsvatten är både aerob och anaerob, t.ex. i aktivslamprocessen. Det är de heterotrofa bakterierna som renar vattnet i tre delsteg.

Det första delsteget omvandlar kväve bundet i organiskt material till ammonium. Det ammonium som finns i det inkommande avloppsvattnet har bildats vid nedbrytning av det organiska materialet. Omvandlingen av det bundna kvävet till ammonium kallas ammonifikation. Det är en anaerob biologisk process. Mikroberna använder ammonium för sin cellproduktion.

För att omvandla ammonium till nitrit och sedan till nitrat krävs aeroba förhållanden. Det här är det andra delsteget och kallas för nitrifikation. Efter nitrifikation används denitrifikation, det tredje delsteget, som omvandlar nitraten till kvävgas under anaeroba förhållanden. (Hammer & Hammer 2001, s. 490.) I figur 11 nedan åskådliggörs de olika delstegen.



Figur 11. Den biologiska kvävereningsprocessen.

6 Slambehandling

Från de olika reningsprocesserna uppkommer ofta ett slam. Hur mycket slam uppkommer beror på vad det är för typ av reningsprocess och vilket sorts vatten som renats. Oftast renas inte slammet vid avloppsvattenreningsverket, utan transporteras till ett ställe för rötning eller annan behandling. Innan slammet kan föras vidare för fortsatt behandling stabiliseras och avvattnas det. Det gör man för att hålla transportkostnaderna nere och för att minimera hälsorisker.

Slammet som kommer från de olika behandlingsenheterna har en låg torrsubstanshalt. Vid förtjockning tas en del av vattnet bort och således höjs torrsubstanshalten. Volymen minskar, vilket betyder att storleken för följande processenhet minskar. Vid förtjockning används gravitationsförtjockare, flotationsförtjockare eller centrifuger. (Persson & Nilson 1993, s. 92).

En gravitationsförtjockare utformas som en cirkulär bassäng med omrörare. Bassängen fungerar som en sedimenteringsbassäng. Slammet matas in i tanken där det får sedimentera under långsam omrörning. Det förtjockade slammet tas sedan bort från botten av anläggningen. Slam som innehåller väldigt små partiklar är svårt att förtjocka i en gravitationsförtjockare. För optimal förtjockning kan kemikalier tillsättas för flockning. (Gray 1999, s. 497; Stuetz2009, s. 171).

En teknik för att förtjocka slammet är flotation. Metoden bygger på att slammet lyfts upp till ytan med hjälp av luftbubblor. Flotationen är mycket mera energikrävande än gravitationsförtjockning, men ger en högre slamkoncentration. Dessutom kan slam från kemisk behandling som innehåller metallsalter förtjockas med hjälp av flotation. (Stuetz 2009, s. 171; Persson & Nilson 1993, s. 92).

Ett slam som innehåller organiskt material kräver stabilisering. Detta för att få bort luktolägenheter, minska volymen, förhindra förruttnelse och minska antalet patogena organismer. En hel del olika tekniker används för att stabilisera slam. Valet av teknik beror av volymen på slammet och den slutgiltiga användningen av slammet. Stabiliseringen kan göras aerobt, anaerobt, kemiskt eller termiskt. (Stuetz 2009, s. 171).

Syftet med aerob stabilisering är att få ett biologiskt stabilt slam och samtidigt minska dess vikt och volym. Detta uppnås genom mikroorganismernas arbete. Vid aerob stabilisering luftas slammet i öppna tankar under lång tid. Hur lång tid beror av temperaturen, vanligen mellan 10–15 dagar. Normalt minskar volymen med 30–50%. Fördelen med aerob stabilisering är att processen är lättare att styra jämfört med anaeroba processen. (Gray 1999, s. 499; Stuetz2009, s. 172).

Vid anaerob stabilisering av slam, alltså rötning utan syre, bryter mikroorganismerna ner organiska kolföreningar till koldioxid, metan, vatten och rötrest. Detta sker oftast vid en temperatur på 35°C av mesofila bakterier. Rötningen sker i tre olika faser. I den första fasen bryts organiskt material ner till aminosyror, ammoniak och syror, som i sin tur omformas till ättiksyra, väte och koldioxid. I det tredje steget bildas metangas och

koldioxid. Det är alltså samma restprodukter som i den anaeroba vattenreningen. Uppehållstiden i tanken är olika för olika sorters rötkammare, mellan 20 och 60 dagar är vanligt. Tekniken är alltså den samma som används vid den anaeroba biologiska reningen av avloppsvatten.(Stuetz 2009, s. 173). Rötning görs för att reducera volymen av slammet så mycket som möjligt, för att få bort lukt och för att till viss del göra slammet mindre hälsoskadligt (Persson & Nilson 1993, s. 74).

De biologiska metoderna för slamstabilisering utnyttjar mikroorganismer för nedbrytning, medan den kemiska stabiliseringen istället förhindrar dem. Här tillsätts kalk till slammet tills ett pH på över 11 uppnås. Då dör mikroorganismerna och nedbrytningen kan inte längre fortgå. Om slammet hålls på ett pH 12 i tre timmar reduceras dessutom patogener märkbart. En fördel med kemisk stabilisering är att metaller binds bättre i slammet eftersom de flesta metaller blir olösliga vid högre pH. Nackdelarna är kostnader och att slammängden ökar. (Persson & Nilson 1993, s. 92–93; Gray 1999, s. 500).

Vid termisk stabilisering hettas slammet upp genom pastörisering, torkning eller förbränning. Pastörisering innebär att slammet hettas upp till 70 °C under 20–30 min. Vid den temperaturen dör många mikroorganismer. (Persson & Nilson 1993, s. 93).

Vid torkning av slammet kan TS-halter, torrsubstanshalter, på över 90 % uppnås (Stuetz 2009, s. 180). Slammet hettas upp under tryck till en hög temperatur, i ungefär en halvtimme. Det här betyder att slammet samtidigt pastöriseras. Processen avvattnar slammet, tar bort lukt och steriliserar det. Efter torkningen kan man göra pellets av slammet. Dock har torkningsanläggningen en hög kapitalkostnad och processen måste kontrolleras så att inte ofrivillig förbränning sker. (Gray 1999, s. 500-501).

Det finns en rad olika tekniker som används för att avvattna slam. Genom att minska fukthalten reduceras även volymen och slammet blir lättare att hantera. Nedan följer en kort beskrivning av några av teknikerna.(Stuetz 2009, s. 176).

En centrifug är oftast utformad som en avsmalnande cylinder, som roterar och med hjälp av centrifugala krafter avvattnar slammet. Genom att justera rotationshastigheten fås en torrare eller våtare slamkaka. Centrifugen kan användas både till förtjockning och till avvattning. Slammet kommer in i den smalare änden och förflyttas med hjälp av en roterande spiralformad skruv till den bredare änden. TS-halten ligger enligt Stuetz(2009, s. 179–180) mellan 18–25% och enligt Persson & Nilson (1993, s. 93) mellan 20–27% .

Ett vakuumfilter är en trumma med en filterduk delvis nedsänkt i slammet. Vattnet suges genom filtret med hjälp av vakuum. (Gray 1999, s. 507). Vakuumfiltrering användes förr inom industrier, men processen kräver mycket energi och ger inget bra resultat vid avvattnings av kemiskt slam, så den är nu ersatt av andra tekniker, oftast silbandpressar, filterpressar eller centrifuger. (Persson & Nilson 1993, s. 93).

För att pressa slammet används silbandpress eller filterpress. Silbandpressning är en fortgående process, där vattnet i slammet pressas ut mellan två band. (Gray 1999, s. 506). En filterpress är en serie filter där slammet pumpas igenom under tryck. Efter en tid sätts filtren igen och måste tömmas. Därför placeras en filterpress ofta ovanför en lucka som kan öppnas för att lasta på slamkakan till lastbilar. Vid pressning fås den torraste slamkakan, med en TS-halt på upp till 35 %. (Gray 1999, s. 503).

6.1 Slamanvändning

Slammet som uppstår i kommunala avloppsreningsverk eller annat motsvarande slam får enligt finsk lagstiftning användas inom jordbruket. Bestämmelserna finns i statsrådets beslut om användning av slam från reningsverk inom jordbruket 282/1994. Innan man får använda det måste slammet rötas eller kalkstabiliseras eller motsvarande för att få bort lukt och möjliga skador för miljö eller hälsa.

Inom jordbruket får slammet användas på den jord där det odlas spannmål, sockerbeta, oljeväxter samt andra växter som inte används som människoföda eller foder för djur. Tidigast fem år efter att man använt slammet kan man börja odla potatis, rotfrukter och grönsaker på stället. Det finns regler om markens pH, analyser av både slammet och odlingsjorden samt om bokföring och rapportering. (Statsrådets beslut om användning av slam från reningsverk inom jordbruket 282/1994).

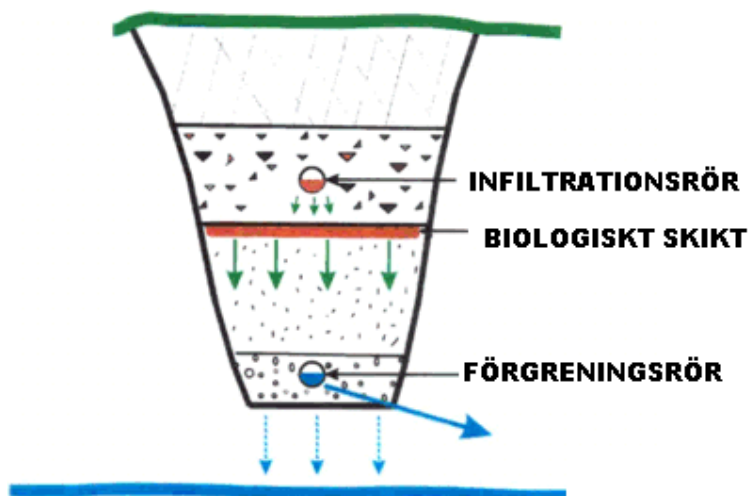
7 Småskalig vattenrening

De tekniker som beskrivits ovan används inom industrin eller i kommunala reningsverk där de kopplas ihop till en större anläggning. Förutom de större anläggningarna för avloppsvattenrening finns det även tekniker som används för småskalig avloppsvattenrening. Även de fastigheter som inte är kopplade till ett kommunalt avlopp behöver rena sitt vatten för att skydda vattendragen och människors hälsa. Det kan göras

på olika sätt. Nedan kommer principerna för sluten behållare, markbädd, markinfiltration och minireningsverk att beskrivas.

En sluten behållare varken renar eller släpper vidare vattnet utan samlar helt enkelt upp det. Behållaren måste senare tömmas och innehållet förs oftast till ett avloppsreningsverk. Själv installationen av en sluten behållare är billig, men beroende på hur ofta den måste tömmas och hur lång transportsträckan är till tömningsstället stiger kostnaderna. Ibland kan en sluten behållare vara enda alternativet om föroreningskällan är belägen nära en vattentäkt eller på ett grundvattenområde. (Hallanaro& Kujala-Räty 2012, s. 55)

Markbädd och markinfiltration liknar varandra. I bägge leds avloppsvattnet in via infiltrationsrör till ett spridningslager. Efter detta sipprar avloppsvattnet i markinfiltrationen ner genom jordlagren till grundvattnet, medan det i markbädden åker genom ett separat filterande lager och leds ut till en utloppsplats. Således passar markinfiltration bäst där det inte förekommer någon risk för att patogener sipprar ut till grundvattnet, och där jordmånen varken är för grov eller för fin. Markbädden, som visas i figur 12, kan användas i de flesta övriga fall. (Hallanaro& Kujala-Räty 2012, s. 56–57).



Figur 12. Principen för markbädd. (Statens miljöförvaltning hemsida, 2013)

Slutligen kan även minireningsverk användas för småskalig vattenrening. Ett minireningsverk är som en eget litet biologiskt avloppsreningsverk. Det utformas vanligen som ett aktivslamreningsverk, biologiskt filter eller biorotor. För att få effektivare

fosforreduktion lägger man till ett fosforfilter eller en kemikalie som gör att fosfor senare kan sedimenteras. Ett minireningsverk passar bäst vid fastigheter som har ett jämnt flöde av avloppsvatten. Mikroorganismerna i den biologiska processen kräver kontinuerlig näringstillförsel och om det blir stopp i flödet sinar näringen och mikroorganismerna dör. (Hallanaro & Kujala-Räty 2012, s. 58–59).

8 Övriga reningstekniker

Förutom de tekniker för avloppsvattenrening som beskrivits ovan finns en hel del andra processer som kan användas. Dessa har inte fått en lika stor utbredning eller så har de ett annat användningsområde.

Adsorption används inom industrin för att avlägsna lösningsmedel och COD från avloppsvattnet. Man låter vattnet passera ett filter med aktivt kol, som då adsorberar föroreningen. Aktivt kol kan avlägsna över 99 % av organiskt material. (Stuetz 2009, s. 104–107).

En jonbytare byter, som namnet säger, ut joner. Positivt laddade metalljoner byts ut mot natrium eller vätejoner och negativt laddade joner byts ut mot hydroxidjoner. Efter ett tag blir jonbytaren mättad och måste då tvättas med lut eller syra. Tvättningen för tillbaka jonbytaren till utgångsläget och den kan användas igen. (Persson & Nilson 1993, s. 55).

Elektrodialys används till avsaltning eller till rening av metallhaltiga avloppsvatten. Metoden är en membranprocess, som använder elektrisk spänningsskillnad som drivkraft. Ett elektriskt fält läggs över jonselektiva membraner. Jonerna kommer då att koncentreras eller utarmas beroende på var i vattnet de finns och det renade vattnet kan tas ut.

Extraktion är en kemisk process, där man utnyttjar ämnens olika löslighet i vatten och organiska lösningsmedel. Man blandar ihop vatten och ett organiskt lösningsmedel som inte är lösligt i vatten. De fettlösliga ämnena kommer då att koncentreras i lösningsmedlet, som lätt kan avlägsnas. (Persson & Nilson 1993, s. 58).

9 Lagkrav

Att rena vatten är viktigt för miljön och av hälsoskäl. I lagen finns det bestämt vilka reningskrav som bör uppfyllas. Inom EU grundar sig detta på ett EU-direktiv. Alla medlemsländer bör sedan införa direktivet i sin lagstiftning. Enskilda anläggningar får

även egna miljötillstånd av regionförvaltningsverket med föreskrifter om olika utsläpp och minskningen av dessa. (Statens miljöförvaltning hemsida, 2012).

Rådets direktiv 91/271/EEG om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse slår fast att avloppsvattnet skall renas genom sekundär rening eller motsvarande. Sekundär rening betyder vanligtvis biologisk rening med sekundärsedimentering, det vill säga även annan rening än den primära mekaniska som görs i början. Nedan i tabell 1 finns kraven för det renade vattnet angivna.

Tabell 1. Krav för utsläpp enligt EU-direktiv.

Parametrar	Koncentration	Minsta procentuell reduktion
Biokemisk syreförbrukning (BOD5 vid 20°C) utan nitrifikation.	25mg/l O ₂	70–90
Kemisk syreförbrukning (COD)	125mg/l O ₂	75
Suspenderade partiklar totalt	35mg/l	90
	35 (mer än 10 000 personer)	90 (mer än 10 000 personer)
	60 (2000–10 000 personer)	70 (2000–10 000 personer)

BOD är ett mått på det organiska innehållet i avloppsvattnet. BOD5 är den biokemiska syreförbrukningen från de biologiska processerna som bryter ned organiskt material i avloppsvattnet under fem dagar. Anledningen till att den minsta procentuella reduktionen för den biokemiska syreförbrukningen utan nitrifikation har två olika värden beror på var reningsverket ligger. Om reningsverket ligger i ett högt område (över 1500 m över havet), där en effektiv biologisk rening är svår att upprätthålla på grund av låga temperaturer, kan det lägre värdet tillämpas. Om det lägre värdet tillåts måste studier ha visat att utsläppet inte ogynnsamt påverkar miljön.

COD är ett mått på den kemiska syreförbrukningen vid fullständig kemisk nedbrytning av organiska ämnen i vattnet. (Rådets direktiv om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse 91/271EEG).

9.1 Svensk lagstiftning

Avloppsdirektivet är infört i svensk lagstiftning i SNFS 1994:7. Denna föreskrift av naturvårdsverket grundar sig på EG-direktivet och gäller för reningsverk som tar upp avloppsvatten från över 20 000 personer. Kraven för det renade avloppsvattnet är i viss mån strängare än i EG-direktivet och i SNFS 1998:7 höjdes kraven för kvävereningen ytterligare. Begränsningsvärden för utsläpp av avloppsvatten anges i tabell 2. Kraven för reningen av totalkväve är värden från den nya strängare lagstiftningen.

Tabell 2. Krav för utsläpp enligt svensk lagstiftning.

Parametrar	Högsta koncentration, årsmedelvärde	Minsta procentuella reduktion, årsmedelvärde
BOD ₇	15mg /l O ₂	
COD _{Cr}	70mg/l O ₂	
Totalkväve	15mg/l N-tot (10 000 – 100 000 personers område) 10 mg/l N-tot (mer än 100 000 personers område)	70 70

(Statens naturvårdsverks författningssamling SNFS 1994:7; Statens naturvårdsverks författningssamling SNFS 1998:7).

BOD₇ är den biologiska syreförbrukningen som mäts över sju dagar. COD_{Cr} kan ersättas med totalt organiskt kol (TOC) eller total syreförbrukning (TOD) om en säker jämförelse kan göras. COD_{Cr} innebär att man tillsatt kaliumdikromat som kemiskt oxidationsämne till avloppsvattnet. Alla värden som anges i tabell 2 är riktvärden, förutom BOD₇ som är gränsvärde. Gränsvärden får aldrig överskridas, medan om ett riktvärde överskrids måste man vidta åtgärder så att värdet kan hållas. Den minsta procentuella reduktionen av totalkväve anges i förhållande till inflödets belastning. (Statens naturvårdsverks författningssamling SNFS 1994:7).

9.2 Finsk lagstiftning

Finlands förordning om avloppsvatten från tätbebyggelse 888/2006 nämner, förutom att avloppsvattnet ska renas biologiskt, även att fosfor ska avlägsnas från avloppsvattnet. Kraven för kvävereduktion avgörs skilt för varje ställe som ansöker om miljötillstånd. Kraven anges nedan i tabell 3, men även strängare krav kan förekomma.

Tabell 3. Krav för utsläpp enligt finsk lagstiftning.

Parametrar	Högsta koncentration	Minsta procentuella reduktion
BOD ₇	30mg/l O ₂	70
COD	125mg/l O ₂	75
Suspenderade partiklar	35mg/l	90
Totalt fosfor	3mg/l (under 2000 personer) 2 mg/l (2000–100 000 personer) 1mg/l (mer än 100 000 personer)	80
Totalt kväve	15 mg/l (10 000 – 100 000 personer) 10 mg/l (mer än 100 000 personer)	70

Den procentuella reduktionen anges i förhållande till inflödets belastning. Med totalt kväve menas summan av totalt Kjeldahlkväve (organiskt N + NH₄), nitratkväve (NO₃) och nitritkväve (NO₂). (Statsrådets förordning om avloppsvatten från tätbebyggelse 888/2006).

För småskalig rening av avloppsvattnet är kraven ungefär lika. Avloppsvattnet bör renas så att den minsta procentuella reningen för organiskt material är 80%, för totalfosfor 70% och

för totalkväve 30% i förhållande till inflödets belastning. På områden som är känsliga för förorening är kraven ännu högre. (Hallanaro & Kujala-Räty 2012, s. 15).

10 Industrier

De allra största industrierna renar själva sitt avloppsvatten, medan de flesta små- och medelstora industrier är kopplade till den kommunala avloppsvattenreningen. Den kommunala avloppsvattenreningen har inte alltid kapacitet att ta emot allt avloppsvatten från industrier, så många företag har en egen reningsanläggning, trots att de är kopplade till den kommunala reningen. Även ekonomiskt sett kan detta vara lönsamt för företagen, eftersom de betalar för sina utsläpp. Dessutom har inte de kommunala reningsverken förmågan att rena vissa föroreningar som industrierna släpper ut. Detta kapitel beskriver närmare sammansättningen av avloppsvatten från livsmedelsindustrin, pappersindustrin och slaktindustrin. (Persson & Nilson 1993, s. 40).

10.1 Livsmedelindustrin

Avloppsvattnet från livsmedelsindustrin varierar stort. Branschen är bred och till livsmedelsindustrin räknas flera olika industrier. Till livsmedelsindustrin räknas allt från bagerier, mejerier, sockerindustrier, bryggerier till grönsaksindustrier. Även slakterier hör till livsmedelsindustrin men behandlas här under en egen rubrik. I tabell 4 visas olika livsmedelsindustrier och vad deras avloppsvatten innehåller.

Tabell 4. Livsmedelsindustrins avloppsvattensammansättning.

Livsmedelsindustri	Avloppsvattnets innehåll
Mejeri	Proteiner, fett och laktos
Läskindustri	Högt pH, suspenderat material, BOD
Bagerier	Hög BOD-halt, fetter, sockerarter, mjöl, diskmedel
Fiskindustri	Mycket hög BOD, totalhalt organiska partiklar, lukt

(Risberg 2006, s. 8).

10.2 Massa- och pappersindustrin

Eftersom pappersindustrin är så stor har den länge räknats som den största enskilda förorenaren. Inom den var man ändå tidiga med att ta itu med de problem man orsakade miljön. Till avloppsvattnet släpps främst ut syreförbrukande föroreningar men också svårnedbrytbar organisk substans. Blekerier släpper ut syreförbrukande och färgad substans och organiska klorföreningar. Utsläppen av klorföreningar har minskat betydligt och det ställs allt strängare krav hela tiden. (Institutionen för miljöskydd & arbetsvetenskap 1996, s. 180–181).

10.3 Slaktindustrin

Avloppsvatten från slakterier innehåller löst och suspenderat organiskt material såsom blod och proteiner, fetter samt rester av olika rengöringsmedel och desinfektionsmedel. En nordisk undersökning som gjordes 1999 visade att inom svinslakt i Sverige var vattenanvändningen ca 4,7 liter per kilogram slaktad vikt. (Carlsson-Kanyama, Lindén & Lundell 2006, s. 32). Eftersom avloppsvatten inom slaktindustrin innehåller så höga halter av BOD, bör det genomgå en filtrering innan det leds vidare från slaktanläggningen. Filtreringen bör åtminstone ta bort de partiklar som är 6mm stora. Om vattnet behandlas på platsen beror givetvis på slaktanläggningens storlek, kostnader och hur nära belägen en kommunal avloppsvattenbehandling finns. (Benfalk m.fl. 2007, s. 82–83).

11 Påttska reningsverket

Påttska reningsverket renar hela Vasa stads avloppsvatten, den största delen avloppsvatten från Korsholm och även en del avloppsvatten från Malax kommun. Reningsverket byggdes 1971 på Brändö och efter det har det byggts ut flera gånger. 2011 blev miljötillståndsvillkoren strängare och på grund av det har det nyligen skett ombyggnader. (Vasa vatten årsberättelse 2011, s. 26).

Miljötilståndet fås från Västra Finlands Miljötilståndswerk. Den 1.7.2012 fick Påttska reningsverk nya krav för reningseffekten och de syns i tabellen nedan.

Tabell 5. Krav för reningseffekt för Påttska reningsverk.

	Reningseffekt minst	Högsta tillåtna halt i renat avloppsvatten
BOD ₇	95%	10mg/l
Fosfor	95%	0,3mg/l
COD _{Cr}	85%	75mg/l
Kväve	70%	

(Påttska reningsverket, 2012)

Påttska reningsverk renar mellan 6 och 7 miljoner kubikmeter årligen, beroende på mängden regnvatten och smältvatten. År 2011 renades 7 miljoner kubikmeter. Vattnet rinner in till reningsverket från mer än 80 pumpstationer via två huvudlinjer. (Påttska reningsverket, läst 25.11.2012).

11.1 Reningsverkets funktion

Alla processteg som beskrivs nedan finns till påseende i bilaga 1. Den mekaniska förbehandlingen vid Påttska reningsverket består av två trappgaller och sand- och fettavskiljningsbassänger. Trappgallret tar bort större fast avfall som kommit med avloppsvattnet till reningsverket. Det fasta avfallet består vanligtvis av papper, blöjor och textilier. Även en del sand som kommer från gator och smältvatten blir kvar i förbehandlingen. Både sanden och det fasta avfallet transporteras sedan till avstjälningsplatsen.

Vattnet går sedan vidare till försedimenteringen, som är en ny enhet som togs i bruk våren 2011. Man tillsätter ferrisulfat, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, till avloppsvattnet och låter det sedan sedimentera. Slammet pumpas till slamförtjockningen. Det här görs för att belastningen inte ska vara så stor i den biologiska reningen.

Pått ska reningsverk har tio luftningsbassänger för den biologiska reningen. Luftningen fungerar på samma sätt som beskrevs tidigare i delen om aktivslamprocessen. För att upprätthålla en effektiv bakteriepopulation återcirkuleras en del av slammet från sedimenteringsbassängerna tillbaka till luftningsbassängerna. Syre tillförs till bassängerna via ett luftningssystem i botten. Slammet som uppstår leds till slambehandlingen.

Efter luftningen kommer sedimenteringen. Sedimentering av avloppsvattnet sker i 12 sedimenteringsbassänger. Slammet som sjunker till botten pumpas till slambehandlingen, men en del leds till en fördelningsbassäng, där det blandas med nytt avloppsvatten och förs vidare till luftningsbassängerna där det fungerar som ny näring åt urdjuren och bakterierna.

På grund av de högre kraven på kvävereduktion har en efterbehandlingsenhet byggts. Sandfiltreningen tar bort de sista små fasta ämnena från avloppsvattnet. Samtidigt denitrifieras vattnet. PIX, en fällningskemikalie, och metanol tillsätts vid behov som kolkälla till denitrifikationen.

Pått ska reningsverket har en flotationsanläggning dit regnvatten och smältvatten kan föras direkt förbi den biologiska reningen. Flotationen tar alltså hand om en stor del regn- och smältvatten, samtidigt som den hjälper till vid störningar i processen. En störning kan vara ett giftigt industriutsläpp. Flotationen förbättrar då avsevärt kvaliteten på detta avloppsvatten.

Från flotationen förs allt renat vatten ut till havet genom ett 180 meter långt rör. Eftersom röret är så pass långt sprids näringsämnena ut lättare av havsströmmarna. I dagens läge släpps dock inga större mängder näringsämnen ut tack vare reningsprocesserna.

Allt slam som samlas upp i de olika reningsprocesserna pumpas till slambehandlingen. Först förtjockas slammet. Efter det tillsätts polymer och slammet leds till centrifugeringen. Pått ska reningsverk har två centrifuger. Från centrifugeringen pumpas slammet till en behållare. Behållaren töms över lastbilsflak som transporterar slammet till Stormossens avfallshanteringsanläggning i Korsholm. Varje dag uppkommer 40-50 m³ slam vid reningsverket. År 2011 uppkom totalt 12 643 m³ torkat reningsverkslam med en torrsubstanshalt på 17,7 % i medeltal. (Pått ska reningsverket, 2012).

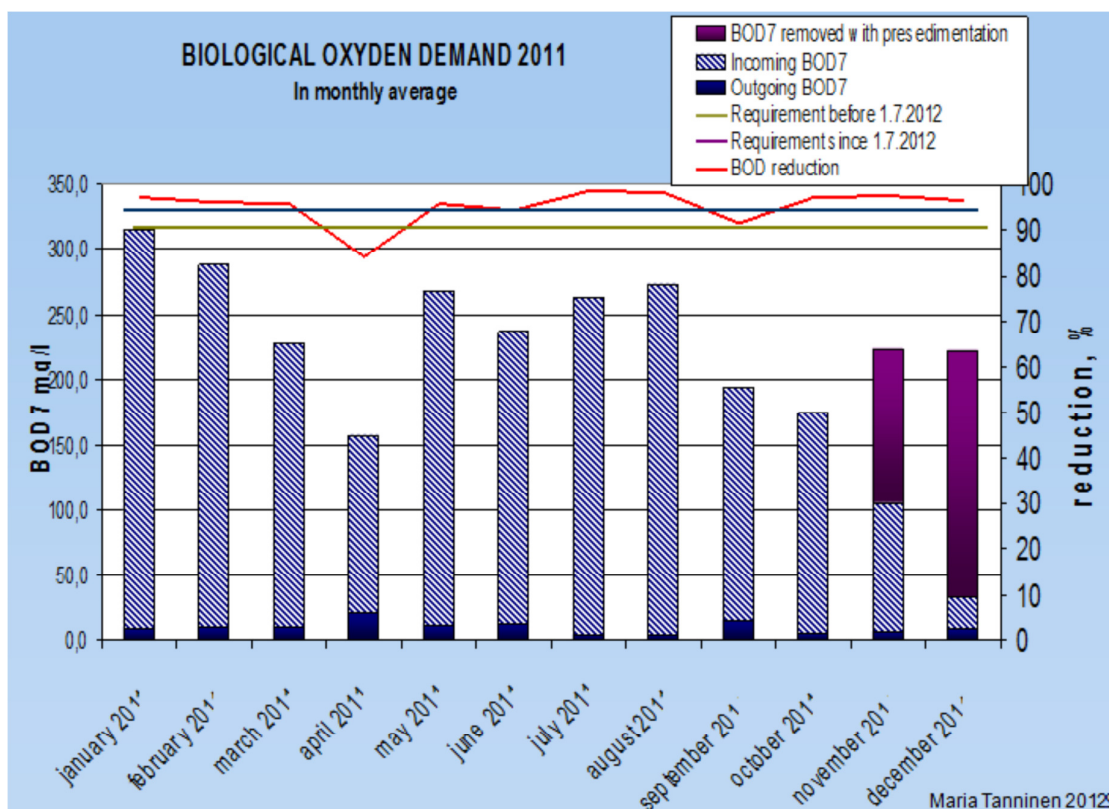
11.2 Reningseffekt

Reningskraven för Pått ska reningsverk visas i Tabell 5. Under år 2011 var reningseffekten för den kemiska syreförbrukningen över 75 % under alla kvartal. Reningskraven för BOD₇

och fosfor uppnåddes under första och fjärde kvartalet, medan reningskraven under andra kvartalet inte uppnåddes för varken BOD eller fosfor. Det här beror på att vintern var väldigt snörik och när snön smälte under april fördubblades den inkommande avloppsvattenmängden. (Vasa vatten årsberättelse 2011, s. 15).

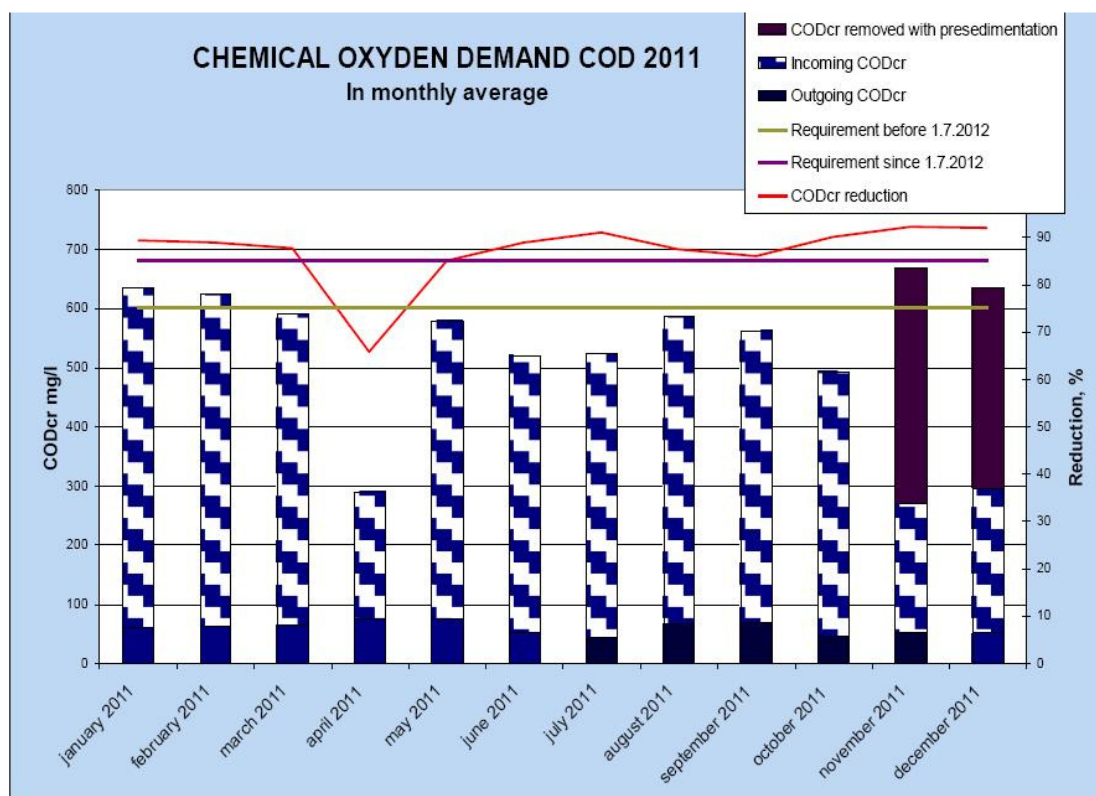
I Figur 13 syns reningseffekten för BOD₇ under år 2011. Alla värden är medelvärden per månad. Den röda linjen i figuren visar den procentuella reningen, den bruna linjen visar kraven före 1.7.2012 och den blåa linjen visar kraven efter 1.7.2012. Som tidigare nämnts fördubblades den inkommande avloppsvattenmängden i april. I figuren är medelvärdet för den procentuella reningen i april strax under 85 %, vilken är den lägsta reningseffekten under hela året.

I staplarna visas inkommande BOD₇ som streckat och utgående BOD₇ som helblått. I slutet av året togs försedimenteringen i bruk och de lila staplarna visar hur stor andel av den biologiska syreförbrukningen som reducerades av försedimenteringen.



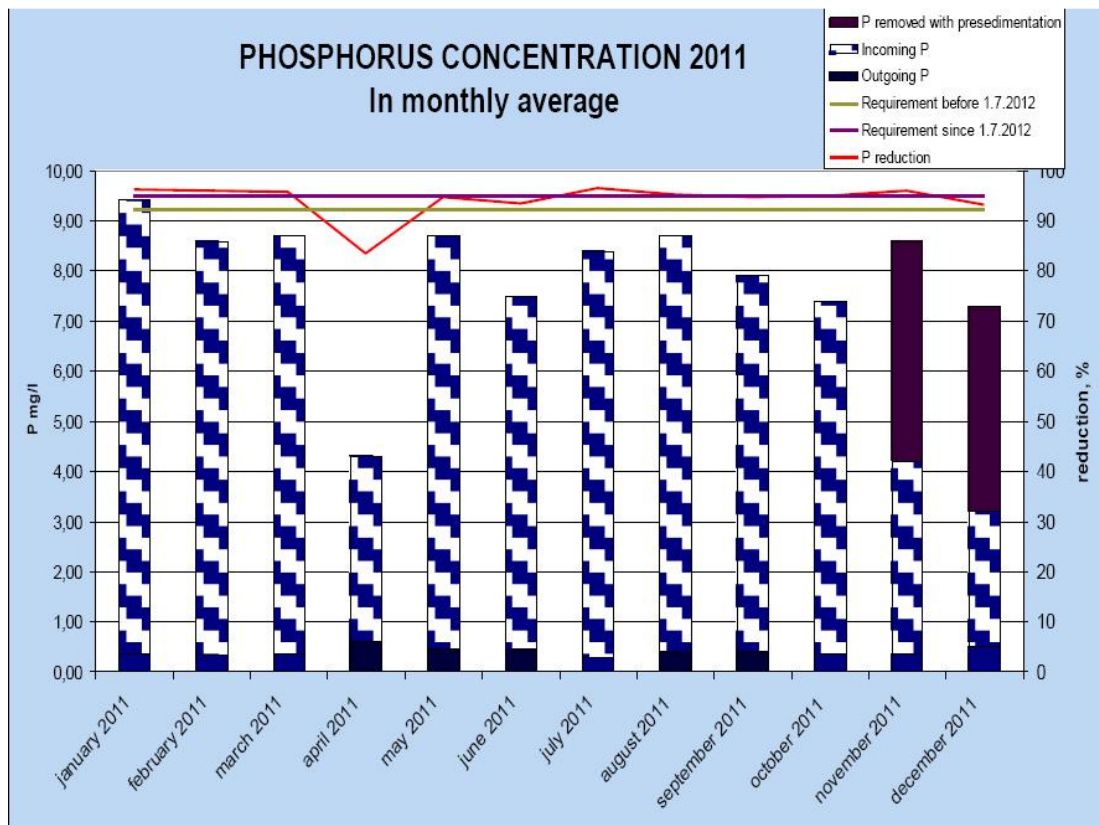
Figur 13. Mängderna av BOD₇ år 2011 vid Påttska reningsverk. (Berle, Nan & Sjöholm 2012)

I figur 14 presenteras mängderna COD under år 2011. I april sker en dykning av reningsprocenten, men resten av året är reningsprocenten så hög att även de nya kraven uppnås. Försedimenteringen avlägsnar mer än hälften av inkommande COD.



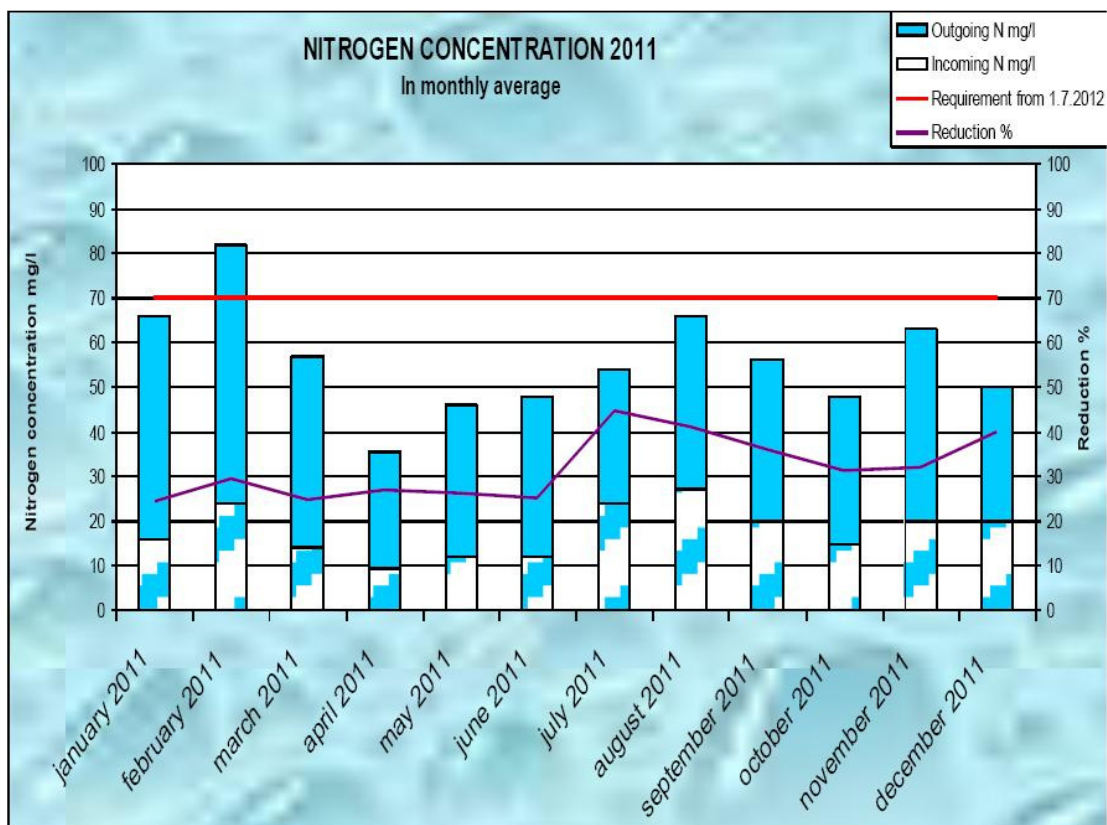
Figur 14. Mängderna av COD_{cr} år 2011 vid Påttska reningsverk. (Berle, Nan & Sjöholm 2012)

Koncentrationen av fosfor under år 2011 visas i figur 15. Fosfor avlägsnas ur avloppsvattnet i luftningen, sandfiltreringen och sedan slutet av året tar försedimenteringen också bort en stor del. I genomsnitt uppfylldes reningskraven för fosfor, förutom i april. Reningseffekten låg på gränsen av de nya reningskraven under stora delar av hösten.



Figur 15. Mängderna av fosfor år 2011 vid Påttska reningsverk.(Berle, Nan & Sjöholm 2012)

Kvävekoncentrationerna under år 2011 visas i Figur 16. Reduktionen av kväve visas som en lila linje, medan de nya reningskraven som trädde i kraft 1.7.2012 visas som en röd linje. Anledningen till att reningseffekten under år 2011 låg så pass mycket under de nya kraven är att vid den tidpunkten hade Påttska reningsverk endast nitrifikation för att reducera kväve, medan det i dagsläget även finns denitrifikation i samband med sandfiltreringen. (Berle, Nan & Sjöholm 2012, s.10).



Figur 16. Mängderna av kväve år 2011 vid Påttiska reningsverk.(Berle, Nan & Sjöholm 2012).

11.3 Nuvarande analysmetoder

En gång per dag tas vattenprover på det ingående och utgående vattnet till reningsverket. I proverna analyseras:

- COD
- pH
- Alkalinitet
- Fast substans, SS
- Löst P
- Ammoniumkväve
- Nitratkväve
- Tot N
- Konduktivitet

Varje bassäng vid reningsverket har ett mätinstrument som sänder information om vattenkvaliteten till en kontrollstation varje minut eller var femte minut. Resultaten är synliga i datorer, som även visar om reningsverket fungerar normalt. Tack vare dessa mätningar och vattenproverna som tas dagligen får man snabbt information om giftiga ämnen eller något annat som är skadligt för miljön har hamnat i vattnet.

Två gånger i månaden tar Vasa stads miljölaboratorium vattenprover på vattnet. Proverna tas först på det ingående vattnet och en halv dag senare på det utgående vattnet från reningsverket. I proverna analyseras:

- BOD₇
- Tot P
- Tot N
- Ammonium
- Fast substans, SS
- COD_{Cr}
- pH
- Konduktivitet
- Alkalinitet

Dessutom, i proverna som tas på det utgående vattnet, analyseras:

- Löst P
- Järn
- Nitrat
- Escherichia coli

Åtta gånger per år tas prover på tungmetaller i både det ingående och utgående vattnet från reningsverket samt i det torra slammet. (Berle, Nan&Sjöholm 2012, s. 13).

11.4 Anläggningsspecifika egenskaper och problem

Det största problemet uppstår om giftiga ämnen rinner in till reningsverket. Giftigt vatten gör att bakterierna i den biologiska reningen dör och för att återställa bakteriestammen tar det tre veckor. Giftigt vatten kan behandlas kemiskt i flotationsbassängen. Ett annat problem är om det plötsligt kommer en stor mängd vatten från kraftig nederbörd eller från smältande snö. För att åtgärda en plötslig ökning av den inkommande volymen vatten leds

vattnet antingen efter sandavskiljningen eller efter försedimenteringen direkt till flotationen och från flotationen till havet. (Berle, Nan & Sjöholm 2012, s. 13).

12 UPM Kymmene Oyj Jakobstad

UPM (United Paper Mills) är en finländsk koncern inom träförädling. Koncernen är globalt mycket stor, UPM är en av de största tillverkarna av massa och papper i världen. På papperssidan jobbar ca 13 000 personer totalt och bara i Finland finns det 6 pappersfabriker. (UPM, 2012).

På Alholmen i Jakobstad finns UPM Jakobstads cellulosafabrik. Cellulosafabriken har två fiberlinjer där det tillverkas barr- och lövvedscellulosa. Av denna cellulosa gör man vid pappersfabriken vitt säckpapper, vitt och brunt påspapper samt tekniska papper.

Alholmen är ett industriområde och precis bredvid UPM ligger Alholmens såg. Det spån och flis som produceras används vid cellulosafabriken. Totalt jobbar ca 315 personer vid UPM:s anläggningar på Alholmen. Avloppsvattenreningen vid UPM har genomgått en utbyggnad under 2012 och planeras bli färdig våren 2013.

12.1 Vattenförbrukning

Vattnet som används vid fabriken tas ur Larsmosjön utanför området. Under 2011 användes totalt 55 075 000 m³ råvatten, varav lite över hälften användes som kylvatten och resten som processvatten. Även om produktionen ökar är målet för avloppsvattenbelastningen att hållas på samma nivå som åren 1999–2003. Den totala avloppsvattenbelastningen för år 2011 syns i tabell 6.

Tabell 6. Avloppsvattenbelastning år 2011 vid UPM Jakobstad.

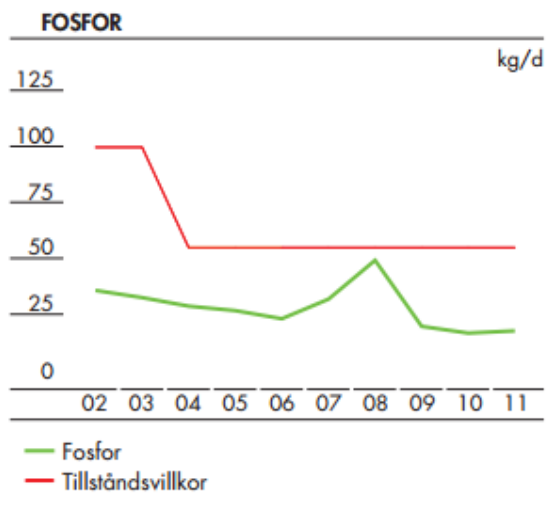
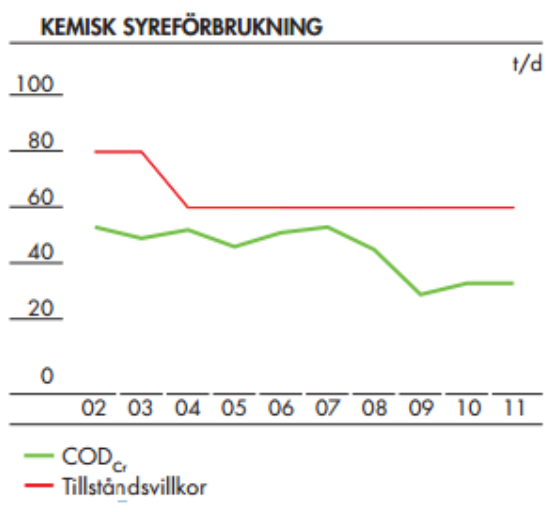
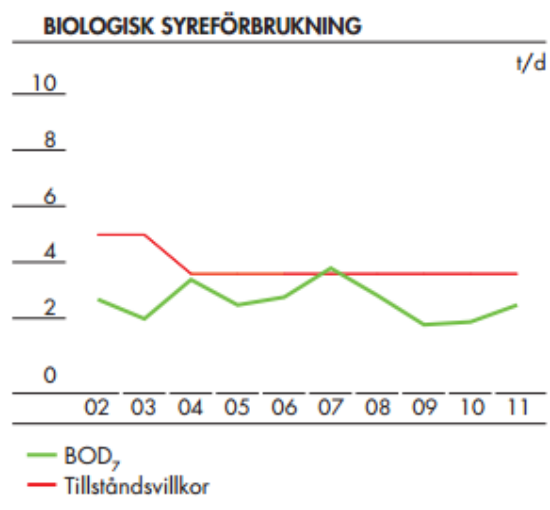
AVLOPPSVATTENBELASTNING 2011			
	Årsmedel- värde 2011	Mål	Tillståndsvillkor (årsmedelvärde)
COD, t/d	33	52	60
BOD ₇ , t/d	2,5	2,8	3,6
Kväve, kg/d	444	600	700
Fosfor, kg/d	18	36	55
AOX, t/d	0,2	0,25	0,50
Suspenderade ämnen, t/d	1,6	2,7	inget tillståndsvillkor

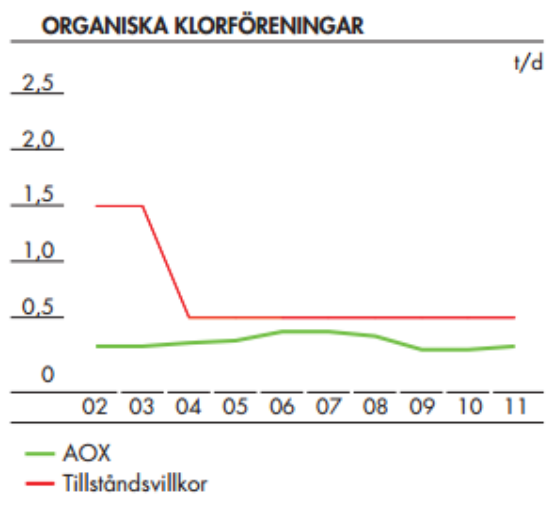
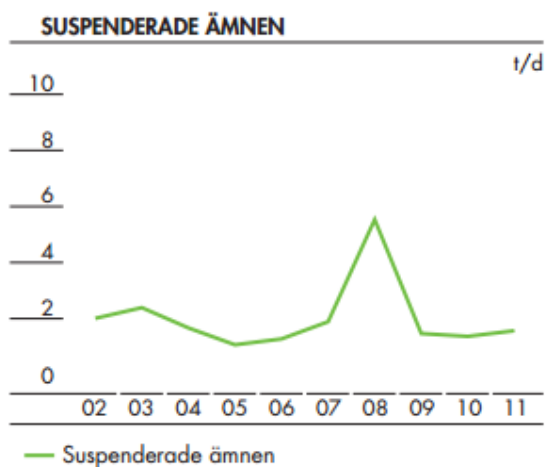
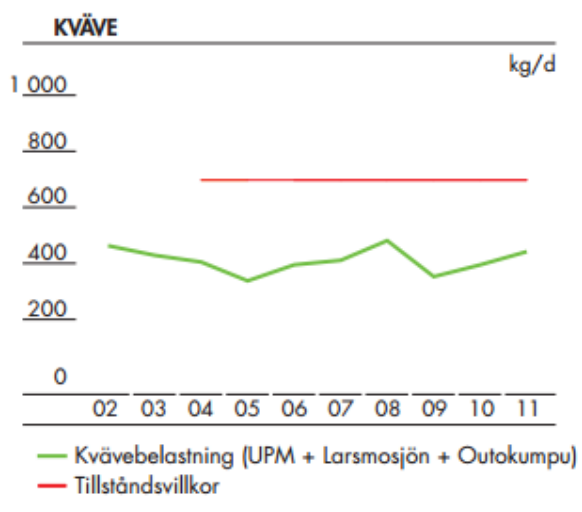
(Miljöarbetets utveckling 2011 UPM Jakobstad).

12.2 Reningseffekt

Figurerna nedan visar reningseffekten för avloppsvattnet vid UPM Jakobstad under år 2011. Både målvärdena och tillståndsvillkoren underskreds under året. Dock rann det i september ut skumdämpningsmedel i luftningsbassängen i samband med att en cistern tvättades, vilket ledde till att funktionen stördes tillfälligt. Utsläppen av suspenderade ämnen var något högre under 2011 än föregående år, eftersom slammet hade dåliga sedimenteringsegenskaper.

Figurerna nedan är uppbyggda så att längs med x-axeln visas månaderna under året och längs med y-axeln visas mängderna utsläpp i ton och i vissa fall kg per dygn. Den röda linjen är tillståndsvillkoret och den gröna linjen är de uppmätta utsläppen. De ämnen som analyserats är den biologiska syreförbrukningen, den kemiska syreförbrukningen, fosfor, kväve, suspenderade ämnen och organiska klorföreningar. Dessa visas i figur 17.





Figur 17. Analyserade ämnen vid UPM Kymmene.

(UPM 2011, läst 08.02.2013). Den högre halten suspenderade ämnen på grund av skumdämpningsmedlet som rann ut syns tydligt i figur 17.

13 Stormossen

Ab Stormossen Oy är ett företag som tar hand om avfallshanteringen för sina sju ägarkommuner. Hanteringsanläggningen ligger i Korsholm. Huvudsakligen sköter stationen om hushållens, fritidsbosättningens och den offentliga servicesektorns avfall. (Stormossens årsberättelse 2011).

På Stormossens område finns två vattenreningsverk. Det ena renar processvatten från biogasanläggningen och det andra renar lakvatten från både nya och gamla avstjälningsplatserna.

13.1 Lakvattenrening

Lakvattenreningsverket renar som sagt lakvatten från nya och gamla avstjälningsplatserna. I bilaga 2 finns ett processchema över lakvattenreningsverket.

13.1.1 Reningsverkets funktion

Alla processteg som beskrivs nedan finns till påseende i bilaga 2. Till lakvattenreningen kommer i genomsnitt 288 kubikmeter vatten per dygn. Det inkommande vattnet samlas först upp i två utjämningsbassänger, innan det blandas tillsammans med PIX105 och leds vidare till den biologiska reningen. PIX105 är ferrisulfat och hjälper till att bilda flockar.

Den biologiska reningen består av två linjer, med tre steg vardera. Vattnet fördelas jämnt till de båda linjerna, tillsammans med returslam från eftersedimenteringen. Returslammet hjälper till att säkerställa näringstillförseln för bakterierna. Det första steget är denitrifikation, med omrörning. De två följande stegen är båda nitrifikation med luftning.

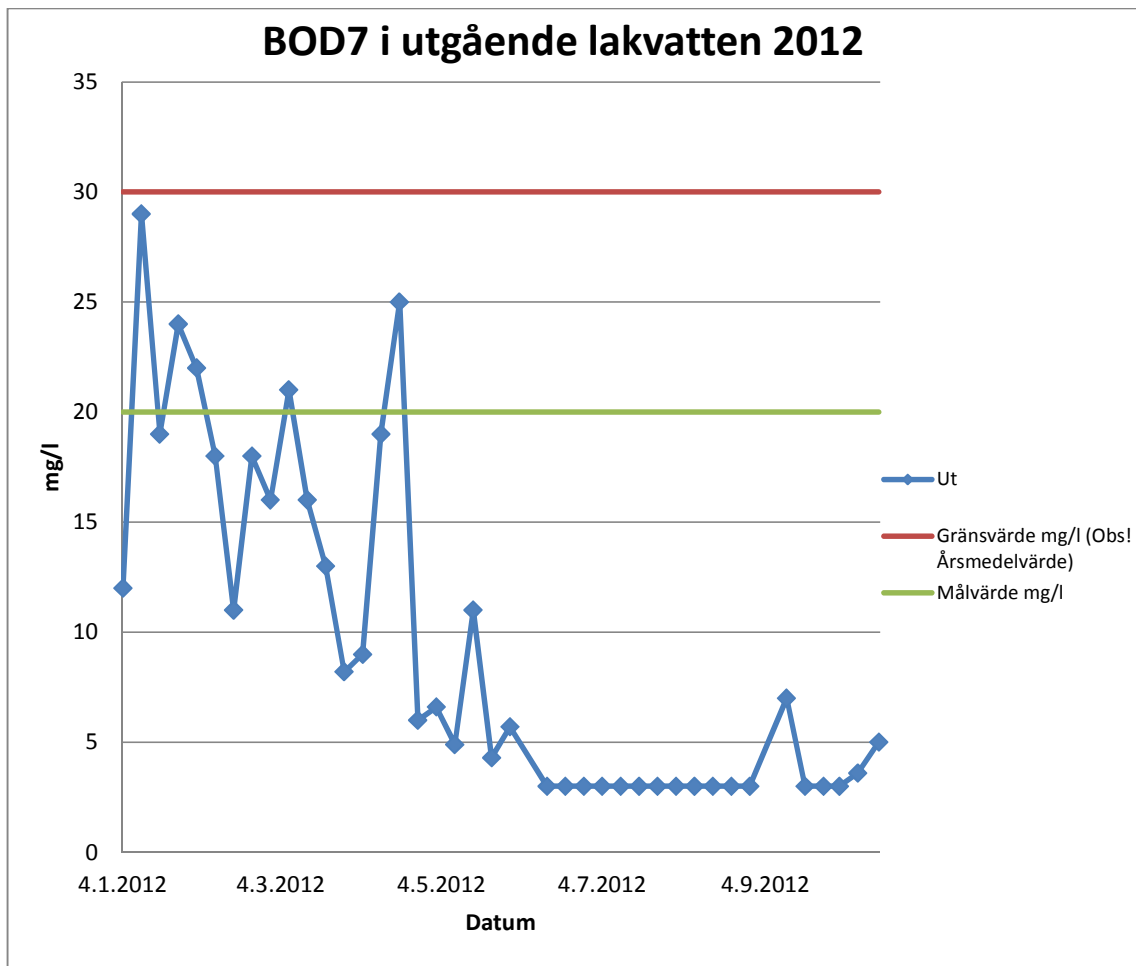
Efter den biologiska reningen samlas slammet upp och leds till slamförtjockningen, medan vattnet blandas med en polymer och pumpas till eftersedimenteringen. Sedimenteringen består av en 150m³ sedimenteringsbassäng som uppehåller vattnet i tio timmar. Som tidigare nämnts leds slammet tillbaka till den biologiska reningen för att ge näring åt mikroorganismerna. Efter sedimenteringen blandas lakvattnet med PAC, som hjälper till att bilda flockar, och leds till flotationen. Det sista steget för lakvattenreningen är

sandfiltrering och efter den leds vattnet till utloppet. Utloppet går till ett dike, Stormossutfallet, och vidare via Finnbäcken till Lappsunds å, som rinner ut i havet vid Petsmo. Omgivningen runt Stormossen och vart vattnet rinner finns beskrivet i Stormossens miljötillstånd.

Slammet som samlas upp från den biologiska reningen och från flotationen genomgår förtjockning. Efter förtjockningen tillsätts en polymer och slammet rötas sedan i Stormossens MBK-anläggning.

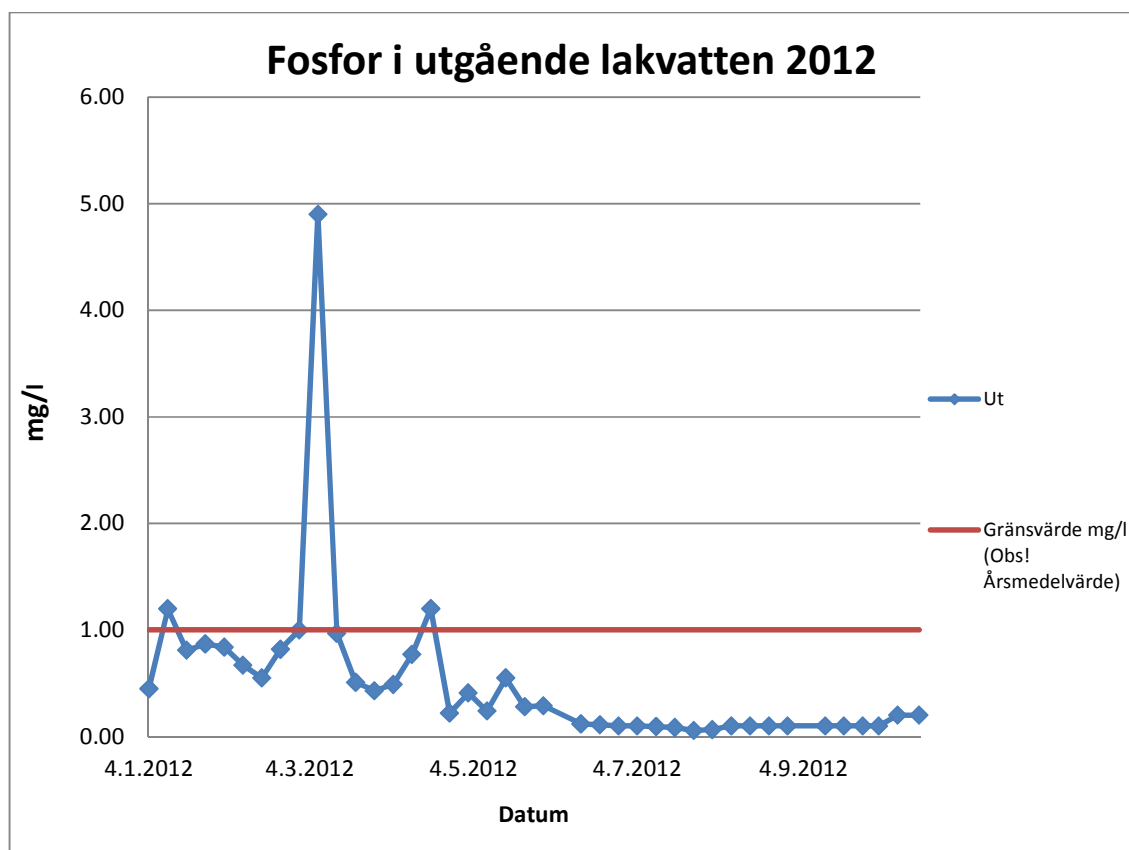
13.1.2 Reningseffekt

Enligt processövervakningens provtagningar (48 stycken) under 2011, var belastningen av BOD₇ i medeltal 915 mg/l i utjämningsbassängen. Reningseffekten med avseende på BOD₇ var 96,5 %. Gränsvärdet för det utgående vattnet är 30 mg/l och målvärdet 20 mg/l. I det utgående vattnet var medeltalet BOD₇ 19,9 mg/l. Även under år 2012 var koncentrationen i det utgående vattnet under gränsvärdet vid alla provtagningar. Detta syns i figur 18.



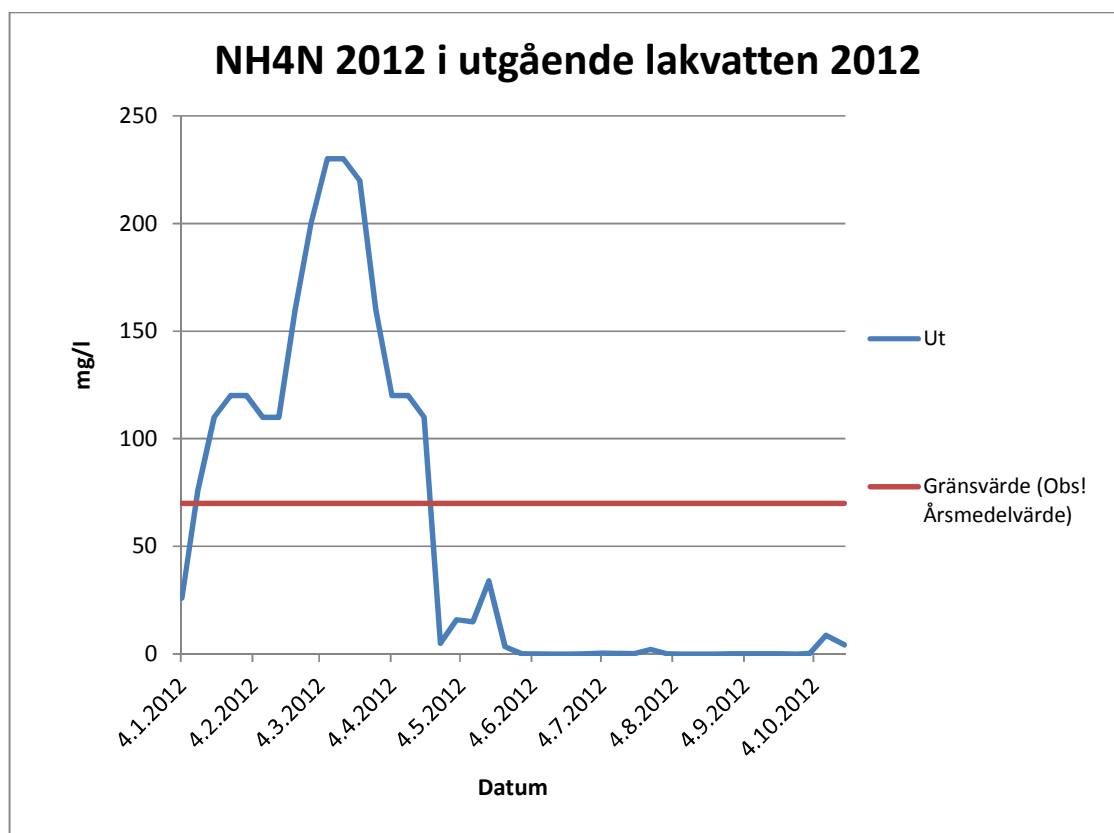
Figur 18. BOD_7 i utgående lakvatten 2012 vid Stormossen.

Under år 2011 var reningseffekten för fosfor i medeltal 92,5 %, vilket motsvarar ett medelvärde på 0,9 mg/l i utgående vatten. Medeltalet är uträknat från de 48 proverna som togs från processövervakningen. Gränsvärdet för fosfor är 1 mg/l. Målvärdet för reningen är 70 %. figur 19 visar mängderna fosfor i det utgående lakvattnet vid provtagningarna år 2012.



Figur 19. Fosfor i utgående lakvatten 2012 vid Stormossen.

Vad gäller totala kvävet var reningseffekten i medeltal under år 2011 51 %. Kväve i form av ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$ hade en reningseffekt på 90 %. Gränsvärdet för ammonium är 70 mg/l och målvärdet för reningen 70 %. Under år 2011 uppfylldes alltså kraven för målvärdet. I figur 20 kan man se mängderna ammonium i det utgående vattnet från lakvattenreningen. I början av året var koncentrationen hög för att sedan vara väldigt låg.



Figur 20. Ammonium i det utgående lakvattnet 2012 vid Stormossen.

Alla figurer och uppgifter har hämtats från Stormossens material Vattenprov från processvattenreningsverket DO27-A3.

13.1.3 Nuvarande analysmetoder

Enligt miljötillståndet bör kvaliteten på lakvattnet analyseras. Den första provtagningspunkten, KP1, finns i avloppsvattnets utjämningsbassäng på avfallshanteringsområdet. Den andra provtagningspunkten, KP2, tas på det utgående vattnet från långsamfilterbassängerna på avfallshanteringsområdet. Fyra gånger per år kontrolleras de båda provtagningspunkterna samt yt- och grundvattnet. Detta sker i april-maj, juni, augusti och oktober. Från och med 2011 görs analyser vid en omfattande kontroll vart tredje år.

Prover tas på vattnet som leds in till reningsverket och på det utgående vattnet efter sandfiltreringen. En gång i veckan, på onsdagar, skickas proverna för analys till Vasa stads miljölaboratorium. Följande parametrar analyseras:

I de vattenprover som tas på vattnet som leds in till reningsverket:

- Fast substans, SS
- Alkalinitet
- BOD_{7ATU}
- COD_{Cr}
- Tot N
- NH_4-N
- Tot P

Vid provtagningen av BOD_{7ATU} tillsätts allyltiokarbamid till provet.

I de vattenprover som tas på vattnet efter sandfiltrering:

- Fast substans, SS
- Alkalitet
- BOD_{7ATU}
- COD_{Cr}
- Tot N
- NH_4-N
- Tot P

Det är alltså samma ämnen som analyseras i de olika vattenproverna. Stormossen har även ett eget laboratorium. Analyser görs en gång i veckan på måndagar. Till skillnad från vattenproverna som skickas till Vasa stads miljölaboratorium tas vattenprover på vattnet före sandfiltreringen istället för efter. I vattenproverna för Stormossens eget laboratorium analyseras följande: I de vattenprover som tas på vattnet som leds in till reningsverket:

- Alkalitet
- NH_4-N
- Tot N
- Tot P
- COD_{Cr}

I de vattenprover som tas i reningsverkets luftningsbassäng:

- Mikroskopering

I de vattenprover som tas på vattnet före sandfiltrering:

- Alkalitet
- $\text{NH}_4\text{-N}$
- Tot N
- Tot P
- COD_{Cr}

Dagligen analyseras prover på plats vid lakvattenreningsverket. Temperaturen mäts på både ingående och utgående vatten, den elektriska ledningsförmågan mS/cm mäts på både ingående och utgående vatten, pH mäts på inkommande vatten, i luftningsbassängen och på utgående vatten. Man observerar även siktdjupet i klarningen. Informationen kommer från Stormossens interna material Instruktioner för provtagning på avloppsvatten.

13.2 Processvattenrening

Processvattenreningen renar rejektvatten från rötningsanläggningen, septiskt slam och dräneringsvatten. Reningsverket är en aktivslamprocess med försedimentering och eftersedimentering.

13.2.1 Reningsverkets funktion

Alla processteg som beskrivs nedan finns till påseende i bilaga 3. Det septiska slammet som tas emot av reningsverket förs först igenom en trappsikt, där en del av vattnet även går som rejekt. Efter trappsiktet åker slammet via en lagringstank med omrörare, för att sedan pumpas till försedimenteringen.

Till försedimenteringen kommer även processvattnet från Stormossens torkanläggning. Slammet från försedimenteringen rötas eller torkas. Efter försedimenteringen tillsätts kalk och vattnet pumpas till denitrifikation. Denitrifikationen följs av nitrifikation med luftning.

Efter nitrifikationen tillsätts ferrisulfat och vattnet går till eftersedimentering. Överskottslammet från eftersedimenteringen pumpas tillbaka till försedimenteringen och en stor del slam används som returslam till denitrifikationen. Vattnets som renats i

processvattenreningen pumpas för vidare rening till Påttska reningsverk. År 2011 fördes 124 621 kubikmeter vatten till Påttska reningsverk.

13.2.2 Reningseffekt

Efter processvattenreningsverket pumpas det renade vattnet vidare till Påttska reningsverk. I tabell 7 visas reningseffekten. Påttska reningsverk har satt upp gränsvärden för hur stor koncentrationen av olika värden får vara i vattnet när det kommer in till Påttska reningsverket, medan målvärdet finns fastställt i Stormossens miljötillstånd.

Tabell 7. Reningseffekten i medeltal 2011 vid processvattenreningsverket.

Ämne	Målvärde, miljötillstånd	Gränsvärde, Påttska	Medeltal, In	Medeltal, Ut	Reningseffekt, medeltal
Fast substans	300 mg/l	450 mg/l	4776	1590	74 %
BOD	300 mg/l	330 mg/l	2154	472	79 %
COD _{Cr}			6773	2190	66 %
Fosfor, P	10 mg/l	15 mg/l	71	17,1	69 %
Kväve, N	750 mg/l		1029	462	57 %
Ammonium, NH ₄ -N	50 mg/l	65 mg/l	777	276	67 %

Värdena är hämtade från Stormossens interna material Vattenprov från processvattenreningsverket DO27-A3.

13.2.3 Nuvarande analysmetoder

Eftersom vattnet som renats i processvattenreningsverket skickas till Påttska reningsverk, har Stormossen och Påttska reningsverket ett avtal om vad som bör analyseras. Vad som bör analyseras framkommer i Stormossens interna material Instruktioner för provtagning på avloppsvatten. Dessutom får man information om processvattenreningsverkets reningseffekt. Varje onsdag tas prover på vattnet som kommer in från processvattenreningsverkets kalksilo och på det utgående vattnet.

Dessa prover skickas till Vasa stads miljölaboratorium där de analyserar följande:

I de vattenprover som tas på vattnet som kommer in från kalksilon:

- Fast substans, SS
- Alkalitet
- BOD_{7ATI}
- COD_{Cr}
- Tot N
- NH₄-N
- Tot P

I de vattenprover som tas på det utgående vattnet:

- Fast substans, SS
- Alkalitet
- BOD_{7ATU}
- COD_{Cr}
- Tot N
- NH₄-N
- Tot P

Varje fredag tas prover som analyseras i Stormossens eget laboratorium. Följande analyseras:

I de vattenprover som tas på vattnet som kommer in från kalksilon:

- Alkalitet
- NH₄-N
- Tot N
- Tot P
- COD_{Cr}

I de vattenprover som tas från processvattenreningsverkets luftningsbassäng:

- Mikroskopering

I de vattenprover som tas på det utgående vattnet:

- Alkalitet
- $\text{NH}_4\text{-N}$
- Tot N
- Tot P
- COD_{Cr}
- Mikroskopering

Dagligen mäts pH och temperatur i det inkommande vattnet, i luftningsbassängen och i det utgående vattnet. Den elektriska ledningsförmågan mS/cm mäts varje dag i inkommande och utgående vatten. Varje dag mäts även syrehalten i mg/l i luftningsbassängen. All information om detta kommer från Stormossens interna material Instruktioner för provtagning på avloppsvatten.

14 Sammanfattning och diskussion

Målet med detta arbete är att ge information om metoder att rena avloppsvatten. Enhetsprocesserna beskrivs enskilt, men i verkliga anläggningar används oftast flera reningssteg för att avlägsna olika föroreningar ur avloppsvattnet. Det kan man se i kartläggningen som gjorts av reningsverken.

Avloppsvattenrening är omfattande, det finns fler tekniker än de som beskrivs i denna rapport, så begränsningen har gjorts till de vanligaste metoderna. För de anläggningar som beskrivits är det deras respektive givna miljötillstånd som styr tillåtna utsläpp. Enligt gällande lagstiftning ska miljötillstånd ges för denna typ av verksamhet. I resultaten av deras provtagning har man kunnat se att alla tre verksamheter uppfyller sina krav för reningseffekt.

Informationen i examensarbetet är användbar i projektet Mare Purum. I projektet ska realtidsmätningar baserade på vibrationsspektroskopi utvecklas för anläggningarna. Jag tror även att informationen om de olika metoderna att rena avloppsvatten kan vara något av allmänt intresse.

Källförteckning

Gray, N.F. (1999). *Water Technology An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*. London: Arnold.

Hammer, M J. & Hammer, M J Jr. (2001). *Water and Wastewater Technology*.(4. ed.) Upper Saddle River, New Jersey 07458: Prentice-Hall inc.

Horan, N.J. (1990).*Biological Wastewater Treatment Systems Theory and Operation*.Chichester: John Wiley & Sons Ltd.

Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap. (1996). *Kompendium i miljöskydd, del 4 – Miljöeffekter*. (3. uppl.) Stockholm: Norstedtstryckeri AB

Kaupunkiliiton julkaisu B87 (1980). *Jätevedenpuhdistamoiden suunnittelu*. Helsingfors: Kirjapaino Oy Nova.

Masters, Gilbert M. (1996). *Introduction to environmental engineering and science*.(2nd ed.) New Jersey 07458: Prentice-Hall, Inc.

Persson, P O & Nilson, L. (1993). *Kompendium i miljöskydd, del 2 – Miljöskyddsteknik*.(6. uppl.) Stockholm: Norstedtstryckeri AB.

Stuetz, R. (2009). *Principles of Water and Wastewater Treatment Processes*.Norfolk: Page Bros Ltd.

Finlands författningssamling

Statsrådets beslut om användning av slam från reningsverk inom jordbruket 282/1994. www.finlex.fi (Läst: 02.01.2013).

Statsrådets förordning om avloppsvatten från tätbebyggelse 888/2006. www.finlex.fi (Läst: 17.08.2012).

Sveriges författningssamling

SNFS 1994:7 Statens naturvårdsverks författningssamling. Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. <http://projektwebbar.lansstyrelsen.se> (pdf-fil) (Läst: 16.08.2012).

SNFS 1998:7 Statens naturvårdsverks författningssamling. Statens naturvårdsverks föreskrifter om ändring i kungörelsen SNFS 1994:7 med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. <http://www.naturvardsverket.se> (pdf-fil) (Läst: 16.08.2012).

Elektroniska källor

Benfalk, C., M.fl. (2007) *Småskalig slakt och förädling, Att bygga för småskalig slakt och förädling – en idéhandbok. (Pdf-fil)*. Institutet för jordbruks- och miljöteknik. <http://www.eldrimner.com>, (Läst: 07.01.2013).

Berle, E., Nan, C & Sjöholm, M. (2012) *Pått wastewater treatment plant*. Degreeprogramme in Environmental Engineering. Vasa.

Carlsson-Kanyama, A., Lindén, A-L. & Lundell, E. (2006) *Miljöpolitik och styrmedel Fallstudie: kött. (Pdf-fil)*. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan. <http://www.ima.kth.se>, (Läst: 07.01.2013).

Engman-Andtbacka, C & Lövdahl, M (2011). *Miljötillståndsbeslut Nr 95/2011/1 (pdf-fil)*, Regionförvaltningsverket Västra och Inre Finland <http://www.avi.fi/fi/virastot>, (Läst: 22.01.2013).

Hajaputsarihemsida www.hajaputsari.fi, (Läst: 02.04.2013).

Hallanaro, E-L & Kujala-Räty, K. (2012). *Glesbygdens avloppsvatten – Lagstiftning och praktik*. Miljöministeriet Miljövårdsavdelningen. www.miljo.fi, (Läst: 05.01.2013).

Mare Purum www.mare-purum.eu/, (Läst: 02.04.2013).

Prominent hemsida www.prominent.se, (Läst: 02.04.2013).

Pått ska reningsverket (2012). www.vaasanvesi.fi, (Läst: 25.11.2012)

Regeringskansliet hemsida www.regeringen.se, (Läst: 21.07.2012).

Risberg, A. (2006). *Industriella avloppsvatten i Chile – identifiering av problem samt förslag på åtgärder*. Examensarbete för civilingenjörsprogrammet Miljö- och

Vattenteknik. Uppsala Universitet, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala. <http://www.w-program.nu>, (Läst: 19.12.2012).

Rådets direktiv om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse 91/271EEG (pdf-fil) <http://eur-lex.europa.eu>, (Läst: 16.08.2012).

Statens miljöförvaltning hemsida <http://www.miljo.fi/download.asp?contentid=49558>, (Läst: 02.04.2013).

Miljöförvaltningen <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=300&lan=sv>, (Läst: 28.12.2012).

Stormossen årsberättelse 2011 (pdf-fil) www.stormossen.fi, (Läst: 22.01.2013).

ThinkQuest Library <http://library.thinkquest.org>, (Läst: 02.04.2013).

Vasa vatten hemsida <http://www.vaasanvesi.fi/>, (Läst: 02.04.2013).

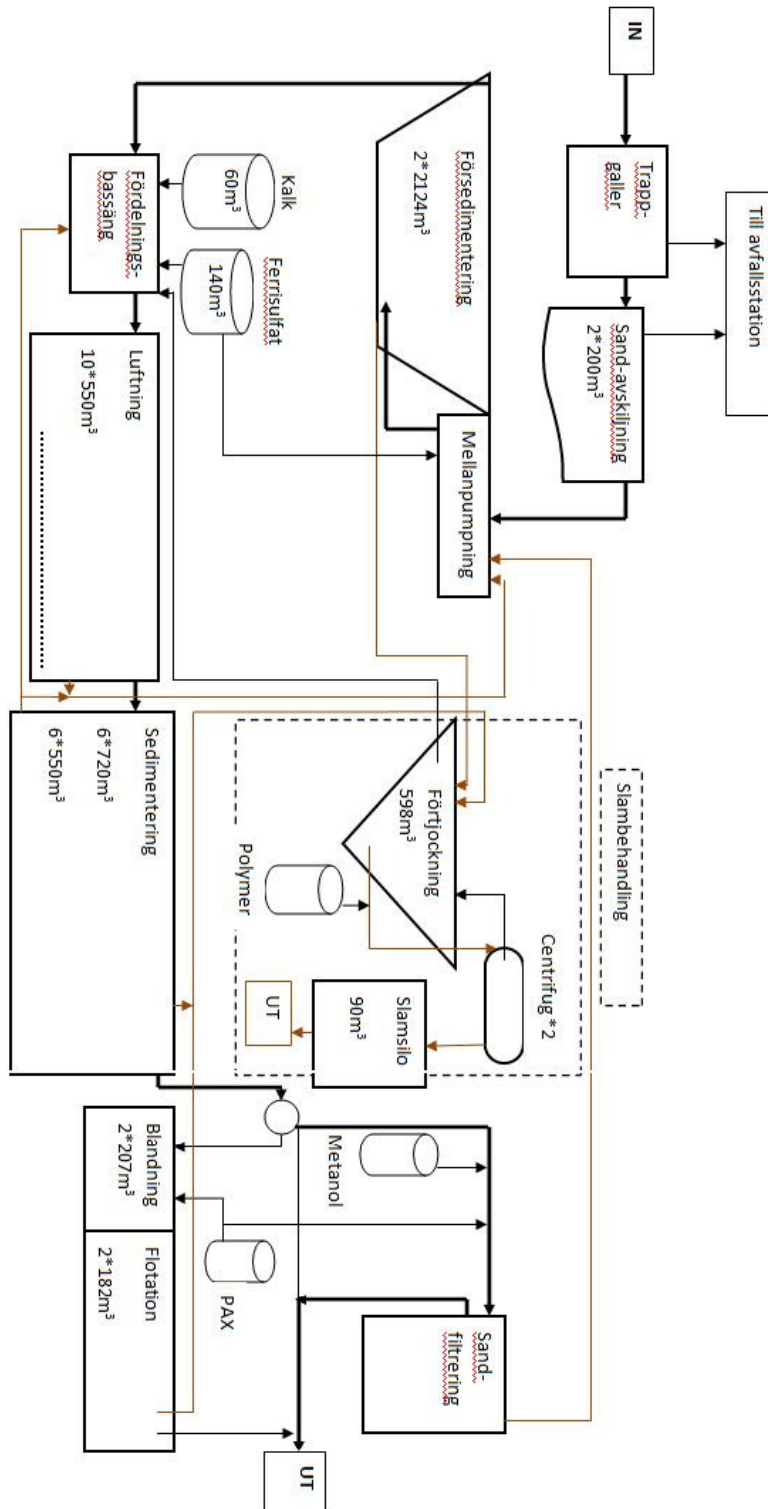
Vasa vatten årsberättelse 2011 <http://www.vaasanvesi.fi>, (Läst: 22.01.2013).

UPM 2011 (pdf-fil) <http://www.upm.com>, (Läst: 08.02.2013).

UPM paper hemsida <http://www.upmpaper.com>, (Läst: 08.02.2013).

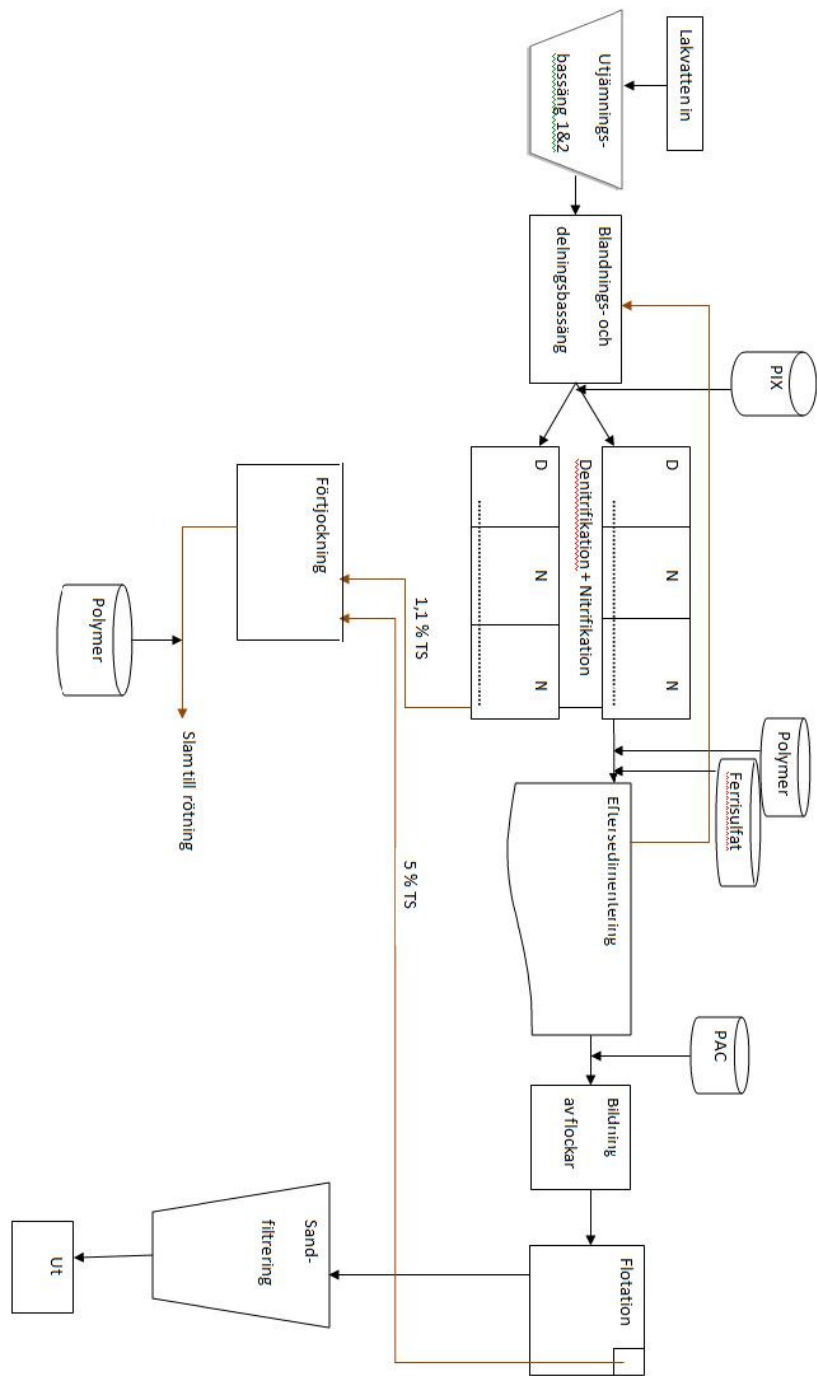
Bilagor

Avloppsvattenrening Pått ska reningsverket.



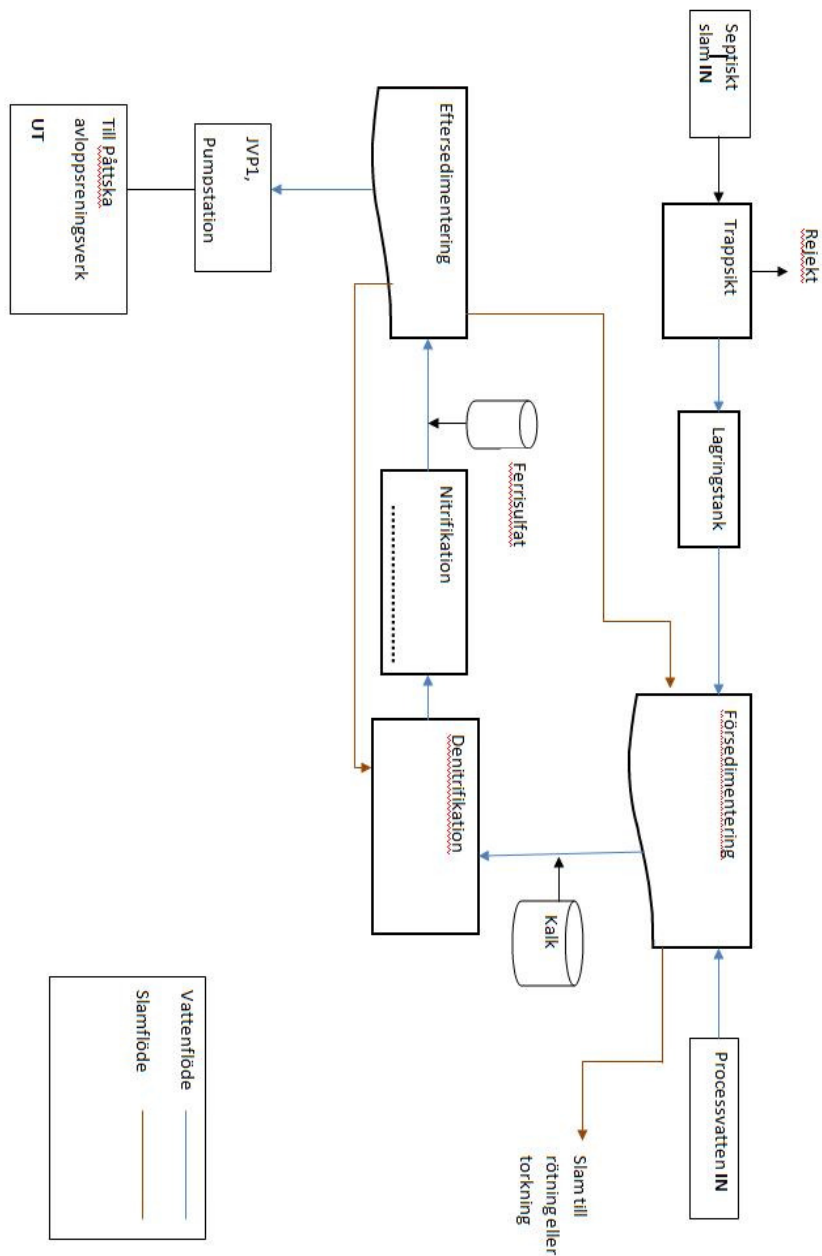
Källa: Vasa vatten hemsida(Läst 08.02.2013).

Lakvattenrening Stormossen.



Källa: Stormossen

Processvattenrening Stormossen



Källa: Stormossen