

Utvärdering av Vissberga lakvattenbehandling

Evaluation of a leachate water treatment plant in
Vissberga

Linda Sohlman

REFERAT

Utvärdering av Vissberga lakvattenbehandling

Linda Sohlman

I samband med att EG-direktivet (99/31/EG) trädde i kraft i Sverige år 2001 genom förordningen om deponering av avfall (2001:512), skärptes reglerna kring deponier och hanteringen av lakvatten. Vid Vissberga deponi i Hallsbergs kommun anlades året därefter en anläggning för behandling av lakvattnet. Denna bestod av en luftad damm med efterföljande markbädd och en salixodling som skulle ersätta markbädden under sommarhalvåret. De parametrar som i det här fallet bedömdes mest angelägna att reducera var järn och kväve. Järnet skulle reagera med det syrerika vattnet i den luftade dammen och fällas ut till järnhydroxid, varefter denna avsågs att sedimentera i en lugn zon av dammen. Återstoden skulle sedan reduceras genom filtrering i markbädden. Kväveavskiljningen ämnades däremot ske genom två biologiska processer. Den första var tänkt att äga rum i den luftade dammen där ammoniumjoner avsågs oxideras till nitrat i den process som kallas nitrifikation. Det bildade nitraten skulle därefter, genom en denitrifikation i markbädden, omvandlas till kvävgas och avgå till luften.

Reningen har tyvärr inte haft önskad verkan i behandlingsanläggningen, varför huvudsyftet med detta examensarbete är att kvantifiera problemen och identifiera anläggningens begränsningar genom att beskriva dessa processer och ta reda på vilka faktorer som påverkar dem, framför allt temperaturens inverkan på processerna. Detta verkställdes dels genom en litteraturstudie om processerna, dels genom att studera de analysresultat som erhållits från såväl tidigare provtagningar som prover som togs under examensarbetets gång. Till slut kunde konstateras att problemen att driva anläggningen orsakas av att denna är överbelastad, vilket troligen beror på att felaktiga uppskattningar av lakvattenflödet gjordes vid dess dimensionering. De höga flödena medför att järnhydroxiden inte sedimenterar och att nitrifierarna inte hinner reducera kvävet.

En del av syftet bestod även i att ta reda på i vilket skede av nedbrytningsprocessen deponin befinner sig i för att få en inblick i vilka förändringar i lakvattensammansättningen som är att vänta i framtiden. Detta blev dock svårt att säga med säkerhet, eftersom deponin i nuläget verkar uppehålla sig i metanfasen, som är den tredje och näst sista fasen. Kunskapen om den fjärde fasen, den så kallade humusfasen, är nämligen väldigt begränsad då få deponier idag har uppnått denna fas i nedbrytningsprocessen. Bestämningen av skedet gjordes genom jämförelser mellan lakvattensammansättningarna för Vissbergas lakvatten och för lakvatten presenterade i litteraturen.

En intervjustudie genomfördes också under examensarbetets gång, där personer från länsstyrelsen i Örebro och Västmanlands län, Uppsala kommun samt Naturvårdsverket medverkade. Frågan löd: Vilka nya krav kommer att kunna ställas på lakvattenbehandling inom en överskådlig framtid?

Nyckelord: Deponi, lakvattenrening, luftad dam, markbädd, nitrifikation, denitrifikation, temperaturberoende

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet, Box 337, SE- 751 05

Uppsala

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Evaluation of a leachate water treatment plant in Vissberga

Linda Sohlman

In connection with the admittance of the EC-directive (99/31/EC) in Swedish politic, through the constitution of waste depositing (2001:512) at year 2001, the rules about management the landfills and leachates tightened. At the landfill Vissberga in the municipality of Hallsberg, a leachate treatment plant was constructed just a year thereafter. This treatment plant consisted of an aerated pond with a following land treatment and a willow cultivation to replace the land treatment during the summer. In this case the parameters, which were estimated as the most important to reduce, were iron and nitrogen. The iron would react with the oxygen-rich water in the aerated pond and precipitate to ferric-hydroxide and than settle in a calm zone of the pond. The rest of it would be reduced by filtration in the land treatment. The elimination of nitrogen would happened by two biological processes. The first one was intended to be in the aerated pond, where ammonium ions would oxidise to nitrate by the process called nitrification. The established nitrate would then be transformed to nitrogen gas by a denitrification in the land treatment and be emitted to the air.

Unfortunately the reduction has not been desirable, why the main objective of this thesis is to quantify the problem and identify the limitations of the plant by describing the processes involved and find out which factors that affects them, in particular the impact of the temperature. This was executed by a literature study about the processes and by studying results from analysis that were obtained both from earlier samples and from samples which were done during this thesis. At the end it appears that the plant was overloaded and that this probably depends on incorrect estimates of the leachate water flow, done during the dimensioning of the plant. Due to the high flow the ferric-hydroxide can't be settled and the nitrifiers don't have enough time to reduce the nitrate.

One part of the objective was to found out in which degradation phase the landfill are for the moment, to see what changes is to expect in the combination of the leachate water in the future. However, it was difficult to say with certainty, due to the circumstances that the landfill currently is in the methane phase and the knowledge of the next phase, the humic phase, is very limited because very few landfills has now days reached this phase. The phase determination was made by comparisons between composition of the leachate water of Vissberga and leachate water from the literature. An interview study was also done during this thesis, where people from the Counties Agency in the county of Örebro and Västmanland, the municipality of Uppsala and the Environmental Protection Agency were attended. The question was: Which new requirements that might be claimed at leachate water treatment in a foreseeable future?

Keyword: Landfill, treatment of leachate water, aerated pond, land treatment, nitrification, denitrification, temperature dependence

*Institution for information technology, Uppsala University, Box 337, SE- 751 05
Uppsala*

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts för Miljö- och teknikförvaltningen vid Hallsbergs kommun och har genomförts som en avslutande del i min utbildning till civilingenjör inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet motsvarar 30 högskolepoäng och har pågått under våren och sommaren år 2010.Handledning har SWECO Environment AB i Stockholm bidragit med i form av Stig Morling och som ämnesgranskare har jag haft Bengt Carlsson, vid institutionen för informationsteknologi vid Uppsala universitet.

Jag vill tillägna ett stort tack till Hallsbergs kommun som kom med förslaget till detta examensarbete och som, under examensarbetets gång, bistått mig med så väl material som laboratoriekostnader med mera. Personalen på avloppsreningsverket i Hallsberg är värda ett extra stort tack för allt de har ställt upp med under den här tiden, från transport, till och från anläggningen, till handräckning vid provtagning, besvarande av frågor och bollplank för teorier. Ni har helhjärtat ställt upp under hela projektets gång. Utan er hade detta examensarbete inte kunnat genomföras.

Jag vill självklart även tacka de personer som deltog i intervjustudien. Dessutom skulle jag vilja tacka Kerstin Jensen för tillståndet att återge figur 2 i detta examensarbete. Tillstånd att publicera figur 3-6, B2 och B4 samt kartbeskrivningen i bilaga 2 har getts av Hallsbergs kommun.

Sist men inte minst vill jag tacka min ämnesgranskare Bengt Carlsson och min handledare Stig Morling, som båda har tagit sig tid och varit mig till hjälp under denna period.

Kumla 2010

Linda Sohlman

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utvärdering av Vissberga lakvattenbehandling

Linda Sohlman

Runt om i Sverige finns idag ett stort antal nedlagda deponier där kunskapen om vad som tidigare deponerats inte är särskilt stor. Innan EG-direktivet (99/31/EG) trädde i kraft i Sverige genom förordningen om deponering av avfall (2001:512) år 2001, fanns det ingen bra lagstiftning om vad som fick slängas på deponi och vart det i så fall fick deponeras. Ingen uppsamling av lakvatten från deponierna förekom, varför föroreningarna från deponiinnehållet okontrollerat kunde spridas ut i vår miljö. I och med den nya förordningen ställdes nu högre krav på exempelvis deponiernas utformning och uppsamlingen av lakvatten från dem.

Som lakvatten räknas allt vatten som kommit i kontakt med deponerat avfall. Till exempel regnvatten som sipprat ned i deponin eller grundvatten som på något sätt har kommit i kontakt med avfallet. Det finns även en hel del vatten i avfallet som deponeras. Detta frigörs då avfallet utsätts för tryck inne i deponin. Vilken föroreningssammansättning lakvattnet har beror dels på lakbarheten hos det avfall som deponerats, men också på fastläggningen av ämnen, deponeringsteknik och mängden vatten som nått deponin. Variationen kan även bero på i vilket skede av nedbrytningsprocessen deponin befinner sig .

Vid Vissberga deponi i Hallsbergs kommun hade man sedan tidigare samlat upp lakvattnet i ett utjämningsmagasin och därefter skickat det för behandling i Hallsbergs avloppsreningsverk. Kommunen ville dock ha en mer långsiktig hantering av lakvattnet och dessutom få bort lakvattnet från reningsverket, varför en anläggning för behandling av lakvattnet anlades år 2002. Denna bestod av en luftad dam med efterföljande markbädd och en salixodling som skulle ersätta markbädden under sommarhalvåret. De parametrar som i det här fallet bedömdes mest angelägna att få bort från lakvattnet var järn och kväve. Järnet skulle reagera med det syrerika vattnet i den luftade dammen och fällas ut till järnhydroxid, varefter denna avsågs att sedimentera i en lugn zon av dammen. Återstoden skulle sedan reduceras genom filtrering i markbädden. Kväveavskiljningen planerades ske genom två biologiska processer som ofta används för detta ändamål i avloppsreningsverk. Dessa processer utförs av bakterier och kan vara mycket känsliga för störningar.

Hittills har behandlingsanläggning inte uppnått den reningsgrad som förutsattes och det mesta av lakvattnet skickas fortfarande till Hallsbergs avloppsreningsverk för en ytterliggare rening. Huvudsyftet med detta examensarbete är därför att kvantifiera problemen och identifiera anläggningens begränsningar genom att beskriva dessa processer och ta reda på vilka faktorer som påverkar dem, framför allt temperaturens inverkan. Detta verkställdes dels genom en litteraturstudie om processerna, dels genom att studera de analysresultat som erhållits från såväl tidigare provtagningar som prover som togs under examensarbetets gång. Till slut kunde konstateras att problemen att driva anläggningen orsakas av att denna är överbelastad, vilket troligen beror på att felaktiga uppskattningar av lakvattenflödet gjordes vid dimensioneringen av anläggningen. På grund av de höga flödena genom anläggningen hinner inte lakvattnet renas.

En del av syftet bestod även i att ta reda på i vilket skede av nedbrytningsprocessen deponin befinner sig i, för att få en inblick i vilka förändringar i lakvattensammansättningen som är att vänta i framtiden. Bestämningen av skedet gjordes genom jämförelser mellan lakvattensammansättningarna för Vissbergas lakvatten och lakvatten från litteraturen. En litteraturstudie om vad som karakteriserar lakvattnet från deponier i de olika faserna gjordes naturligtvis också.

Lakvattnet bedömdes komma från en deponi som befinner sig i den så kallade metanfasen, trots att flertalet ämnen visade sig ha lägre halter i Vissbergas lakvatten än i de jämförande metanogena lakvattnen från litteraturen. Vilka framtida förändringar som kan förväntas i lakvattensammansättningen blev därför svårt att uttala sig om. Kunskapen om den nästkommande fasen, den så kallade humusfasen, är nämligen väldigt begränsad på grund av att få deponier i dagsläget har uppnått denna fas i nedbrytningsprocessen. Forskare tror dock att hela 99% av de hälsovådliga tungmetallerna kommer finnas kvar i deponin vid denna fas inträde och att dessa vid ogynnsamma förhållanden kan frigöras och sippra ut tillsammans med lakvattnet.

En intervjustudie genomfördes också under examensarbetets gång, där personer från länsstyrelsen i Örebro och Västmanlands län, Uppsala kommun och Naturvårdsverket medverkade. Frågan löd: Vilka nya krav kommer att kunna ställas på lakvattenbehandling inom en överskådlig framtid?

Det mest återkommande svaret på denna fråga var att de tror att det kommer bli krav på att lakvattenreningen förs bort från reningsverken för att dessa ska kunna REVAQ-certifiera sitt slam och därmed medverka till att uppnå delmålet om återföring av fosfor inom miljömålet *God bebyggd miljö*. Erika Nygren på Naturvårdsverket menar dock att det inte kommer komma några sådana krav men att lakvattenreningen i första hand ska ske i en lokal behandlingsanläggning där det renade vattnet skickas till recipient. I andra hand kan en förbehandling ske innan det skickas till ett avloppsreningsverk. Om lakvattnet förbehandlas innan det når avloppsreningsverket är en certifiering av slammet fortfarande möjlig menar Erika Nygren. Hon säger också att krav på behandlingsmetod och vilka parametrar som ska renas kan bara ske i tillståndet till varje enskild deponis anläggning eftersom förhållanden och lakvattensammansättning varierar från deponi till deponi. Enligt Erika Nygren pågår det idag forskning inom området som förhoppningsvis kan förbättra dessa val inom en snar framtid.

BETECKNINGAR & BEGREPP

Aerob – luftad, syreinhållande

Adsorption – sker till ”reaktiva grupper” som finns på markpartiklarnas ytor.

Aktivt slam – slam bestående av mikroorganismer.

Alkalinitet – förmåga att neutralisera syror

Anaerob – syrefri

Anoxisk – syrefri, med nitrat (NO_3^-) tillgängligt

Autotrofa bakterier – bakterier som använder oorganiskt kol, tex. koldioxid, för sin celluppbyggnad och erhåller energi ur kemiska reaktioner

BOD₇ – ”Biochemical Oxygen Demand”, syreatgången, mått på andelen biologiskt nedbrytbart material i vattnet. Indexsiffran anger antal dygn analysen pågick

Buffertkapacitet – förmåga att stå emot pH förändringar

COD – ”Chemical Oxygen Demand”, mått på syreatgången vid fullständig kemisk nedbrytning (oxidation) av organiska ämnen

Denitrifikation – omvandling av nitrat till kvävgas

Denitrifierare – bakterier som är aktiva i denitrifikationsprocessen

Eutrofiering – övergödning

Evapotranspiration – avdunstning av vatten från en beväxt yta

Försurning – sänkning av pH-värdet

Heterotrofa bakterier – bakterier som nyttjar organiskt material för både uppbyggnad och energiutvinning

Humus – nedbrytningsrester från organiskt material

Hydrolys – sönderdelning av ämne genom reaktion med vatten

Jonbyte – sker genom att en jon i vattenlösning attraheras till tex en partikelyta av motsatt elektrisk laddning.

Konduktivitet – elektrisk ledningsförmåga

Microtox-metoden – är en metod för att avgöra toxiciteten i ett vattenprov

Nettonederbörd – nederbörden som faller inom ett område minus avdunstningen från områdets yta

Nitrifikation – oxidation av kväveföreningar till nitrat

Nitrifierare – bakterier som är aktiva i nitrifikationsprocessen

Oxidation – kemisk reaktion där två ämnen utbyter elektroner

Perkolation – markvattnets nedåtriktade rörelse från den omättade zonen till grundvattnet

Recipient – mottagande område, till exempel vattendrag, sjö eller hav

Respiration – andning

RSD% - Relativa Standardavvikelsen i %, även kallad varianskoefficienten och är standardavvikelsen/medelvärdet

Salix – en sorts energiskog

SBR – Satsvis Biologisk Rening

SS – suspenderat material, vattenburna partiklar $> 0,45 \mu\text{m}$

TOC – det totala innehållet av organiskt kol i vattnet, både i partikulär och i löst form

Toxicitet – giftighet

Transpiration – avgivning av vattenånga från en växt. Avgivningen av vatten orsakar ett undertryck i växtens xylem, vilket medför en transport av vatten och lösta ämnen genom växten

Tungmetall – metall eller legering med en densitet högre än 5 g/cm^3

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	II
ABSTRACT	III
FÖRORD	IV
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	V
BETECKNINGAR & BEGREPP	VII
1 INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 PROBLEMFORMULERING	3
1.3 SYFTE.....	3
2 METOD	4
2.1 LITTERATURSTUDIE	4
2.2 PROVTAGNINGAR.....	4
2.3 BERÄKNINGAR AV FLÖDE OCH UPPEHÅLLSTID.....	5
2.4 DEPONINS STATUS	6
2.5 INTERVJUSTUDIE.....	6
3 VISSBERGA DEPONI	8
3.1 OMRÅDESBESKRIVNING	8
3.2 DEPONIN	8
3.3 LAKVATTENFLÖDEN	9
4 BEHANDLING AV LAKVATTNET	10
4.1 ALTERNATIVA BEHANDLINGSMETODER.....	10
4.2 SCHEMATISK BESKRIVNING AV BEHANDLINGSANLÄGGNINGEN	10
4.3 DIMENSIONERING OCH KONSTRUKTION AV ANLÄGGNINGEN	11
4.4 LUFTAD DAMM	14
4.5 MARKBÄDD.....	14
4.6 BEVATTNING AV ENERGISKOG	15
4.7 BIOLOGISK KVÄVEAVSKILJNING.....	16
5 RESULTAT	20
5.1 DRIFTSTÖRNINGAR.....	20
5.2 DRIFTINFORMATION	22
5.3 RESULTAT FRÅN PROVTAGNINGSSERIEN	36
5.4 DEPONINS STATUS	41
5.5 RESULTAT FRÅN INTERVJUSTUDIEN	43
6 DISKUSSION	45
6.1 VISSBERGA LAKVATTENBEHANDLING	45
6.2 DEPONINS STATUS	45
6.3 INTERVJUSTUDIEN.....	46
7 SLUTSATS	47
8 REFERENSER	48
BILAGA 1. PILOTFÖRSÖKET	51
B1 FÖRSÖKSBESKRIVNING.....	51
B2 RESULTAT AV PILOTFÖRSÖKET	54
B3 SLUTSATSER SOM KAN DRAS AV PILOTFÖRSÖKET.....	55
BILAGA 2. KARTBESKRIVNING	56
BILAGA 3. ANALYSRESULTAT 2005-2009	57
BILAGA 4. ANALYSRESULTAT FRÅN 2010	62

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Runt om i Sverige finns idag ett stort antal nedlagda deponier där kunskapen om vad som tidigare deponerats inte är särskilt stor. För bara ca 10 år sedan fanns det ingen bra lagstiftning om vad som fick slängas på deponi och vart det i så fall fick deponeras. Farligt avfall blandades med hushållsavfall och ingen uppsamling av lakvatten förekom. Många äldre tippar är dessutom så olämpligt placerade att lakvattnet som bildas i dem omedelbart når närliggande sjöar och grundvattenmagasin. En del är till och med så illa belägna att grund- och ytvatten tränger in i deponin och därmed förorenas direkt.

År 2001 trädde EG-direktivet (99/31/EG) i kraft i Sverige genom förordningen om deponering av avfall (2001:512). Syftet med förordningen är *att förebygga och minska de negativa effekter deponering av avfall kan orsaka på människors hälsa och på miljön, särskilt när det gäller föroreningar av ytvatten, grundvatten, mark och luft, och på den globala miljön, under en deponis hela livscykel*. Därmed ställs nu också högre krav på deponiernas lokalisering, botten tätning, underliggande geologisk barriär, sluttäckning och uppsamling av lakvatten. Kraven skiljer sig dock beroende på farlighetsgraden hos avfallet som deponerats (2001:512).

Idag när soporna sorteras och mycket material återvinns, ses deponering som en sista utväg. Det avfall som ändå måste läggas på deponi koncentreras till ett begränsat antal deponier som har en betydligt högre standard än tidigare (naturvårdsverket.se, *lagstiftning och vägledning*). Den nya förordningen medförde därför att många äldre tippar lades ned och måste sluttäckas. Sluttäckningen ska enligt förordningen 2001:512 utformas på ett sådant sätt att den förhindrar att för mycket vatten tränger in i deponin och på så sätt för med sig föroreningar. För att täckningen ska hålla krävs att inget organiskt avfall finns i deponin, eftersom det då kan bildas sättningar när det organiska materialet bryts ned (naturvårdsverket.se, *lagstiftning och vägledning*). Därför finns det i direktivet ett förbud mot att deponera sådant avfall, men dispenser ges av flera orsaker från detta förbud. En deponi betraktas som nedlagd först när sluttäckningen är inspekterad och godkänd av en tillsynsmyndighet (2001:512).

Lakvatten är vatten som kommit i kontakt med deponerat avfall till exempel genom grundvatten som läckt in i deponin eller regn som infiltrerat den och därigenom löst ut olika ämnen från avfallet. Det finns även en hel del vatten i avfallet som deponeras. Detta frigörs då avfallet utsätts för tryck inne i deponin (Morling, 2009). Vilken föroreningsammansättning lakvattnet har beror dels på lakbarheten hos det avfall som deponerats, dels på fastläggningen av ämnen, deponeringsteknik och mängden vatten som nått deponin. Variationen kan även bero på i vilket skede av nedbrytningsprocessen deponin befinner sig, dessa skeden delas ofta in i olika faser (Naturvårdsverket, 2008).

Den första fasen, den aeroba fasen, varar i högst några veckor och karaktäriseras av ett pH på ungefär 8 och höga halter av tungmetaller i lakvattnet. Fas nummer två, den anaeroba fasen, pågår däremot upp till några år och kännetecknas av ett pH-värde runt 5 och höga halter av flyktiga fettsyror och BOD. Med BOD menas Biochemical Oxygen Demand som är ett mått på andelen biologiskt lättnedbrytbart organiskt material i lakvattnet. COD står istället för Chemical Oxygen Demand och representerar syreförbrukningen vid fullständig kemisk nedbrytning, oxidation, av organiska ämnen

och innefattas av både lätt- och svårnedbrytbara ämnen. Kvoten mellan dessa värden, BOD/COD, uppger i vilken omfattningen det organiska materialet fortfarande kan brytas ned, ju högre värde desto större innehåll av lättnedbrytbart organiskt material och med detta också större syreförbrukande förmåga (Öman m. fl., 2000a). De höga BOD-halterna under denna fas gör därmed kvoten mellan BOD/COD förhållandevis hög. Under den anaeroba fasen hittar man även höga halter av ammoniumkväve, organiskt kväve och fosfor i form av fosfat. Höga halter av tungmetaller återfinns också i denna fas.

Den tredje fasen, metanfasen, är också anaerob och kan pågå i sekel. Fasen karaktäriseras av ett neutralt pH, låga koncentrationer av flyktiga fettsyror och låga halter av BOD. Den låga BOD-halten beror på att det mesta lättnedbrytbara organiska materialet redan brutits ned i de anaeroba förhållandena som råder inne i deponin och bildat metangas och koldioxid, BOD/COD-kvoten är därför låg. Denna kvot är enligt Morling (2009) den mest påfallande skillnaden mellan nya och gamla deponier. Ammoniumkväve finns i höga halter under metanfasen och står för omkring 85-95% av kväveinnehållet i lakvattnet. Detta beror på att det mesta organiska kvävet omvandlats till ammonium genom hydrolys. Lakvattnet innehåller därför endast måttliga till låga halter av organiskt kväve i detta skede av nedbrytningsprocessen. Fasen kännetecknas också av mycket låga halter av tungmetaller om man bortser från tungmetallerna järn och mangan och väldigt låga halter av fosfatfosfor. De låga metallhalterna beror på att metallerna under anaeroba förhållanden fastläggs som sulfider inne i deponin (Morling, 2009).

Kunskapen om den fjärde fasen, den så kallade humusfasen är väldigt begränsad eftersom få deponier idag har nått detta skede i nedbrytningsprocessen (Morling, 2009). Då deponierna träder in i humusfasen, bedöms endast svårnedbrytbart organiskt material med högmolekylära humusliknande föreningar finnas kvar. Även det mesta av tungmetallerna, ungefär 99%, beräknas vara kvar i deponin, bundna till humusämnen och sulfider. Om syre och kväve från luften, i detta skede, börjar läcka in i deponin, kan oxidation av både humusämnen och metallsulfider inträffa (RVF, 2000). Detta skulle medföra att höga metallhalter kan komma att följa med lakvattnet i framtiden (Morling, 2009). Även en pH-sänkning kan framträda i deponin då sulfiderna oxideras (RVF, 2000).

Vissberga deponi är en nedlagd deponi i Hallsbergs kommun. Tidigare samlades lakvattnet från deponin in i ett utjämningsmagasin och skickades därefter till Hallsberg reningsverk för rening. Kommunen ville dock ha en mer långsiktig hantering av lakvattnet och dessutom främja utnyttjandet av avloppsslam som gödsel på åkrarna (Jorild, 2002). Ett förslag på lämplig behandling togs fram av VA-Projekt år 2000 och därefter sattes ett pilotförsök av den föreslagna anläggningen upp och drevs med önskad funktion (bilaga 1). År 2002 anlades sedan den befintliga anläggningen för lakvattenbehandling. Anläggningen består av en luftad damm med efterföljande markbädd och en energiskog med salix. I behandlingsanläggningen ska lakvattnet genomgå en biologisk rening bestående av två processer, nitrifikation och denitrifikation (Jensen, 2007a). Dessa processer ska rena lakvattnet från kväve och beskrivs närmare senare i rapporten.

1.2 PROBLEMFÖRMULERING

Hittills har behandlingsanläggningen inte uppnått den reningsgrad som förutsattes och det mesta av lakvattnet skickas fortfarande till Hallsbergs avloppsreningsverk för att genomgå en ytterliggare rening innan det kan släppas till recipienten. Den kväverening som ändå har uppträtt i den luftade dammen sker under sommarhalvåret. Vintertid är temperaturen i dammen för låg för att processerna ska fungera och tidvis fryser dammen.

Reningsverken har, som alla andra delar av samhället, ett ansvar att se till att riksdagens miljö kvalitetsmål uppfylls. Ett sätt att uppnå delmålet om återföring av fosfor inom miljömålet *God bebyggd miljö* är att sprida REVAQ-certifierat slam på åkrarna (svenskvatten.se, *Certifieringssystem för slam*). Enligt uppgift från Hallsbergs reningsverk försvårar omhändertagandet av lakvatten denna certifiering.

1.3 SYFTE

Syftet med detta examensarbete är att kvantifiera problemen och identifiera anläggningens begränsningar genom att beskriva de ingående processerna och ta reda på vilka faktorer som påverkar dem och framför allt klargöra temperaturens inverkan på processerna. Ett delsyfte var även att bestämma i vilket skede av nedbrytningsprocessen deponin befinner sig i och genom intervjuer införskaffa kunskap om vilka krav som kommer att kunna ställas på lakvattenbehandlingsanläggningar inom en snar framtid.

2 METOD

2.1 LITTERATURSTUDIE

Den största delen av examensarbetet utgjordes av en litteraturstudie. Den gjordes dels för att få en kunskapsöversikt om ämnet, dels för att ta del av allt bakgrundsmaterial som finns om deponin och dess lakvattenbehandlingsanläggning samt för att få en närmare inblick i och förståelse för de ingående processerna i den biologiska reningen.

Till kunskapsöversikten, i inledningen av rapporten, skaffades information bland annat från Naturvårdsverkets hemsida, förordningen om deponering av avfall (2001:512) och andra arbeten och rapporter som gjorts inom området. Sökmotorer som Google har också använts med sökord som varierats kring deponier och lakvatten.

Information om deponin och dess behandlingsanläggning har till största delen hämtats från miljö- och teknikförvaltningen på Hallsbergs kommun och från det kommunala avloppsreningsverket i Hallsberg, som för övrigt har hand om driften och provtagningen av behandlingsanläggningen. Materialet har bestått av bland annat miljökonsekvensbeskrivningen för anläggningen, miljörapporter, analysresultat, drifrapporter, anteckningar och bygghandlingar. De flesta rapporterna är skrivna av konsulter på företag som SWECO VIAK AB, VA- Projekt AB och VA-Ingenjörerna AB. Information har också inskaffats från personal på Hallsbergs avloppsreningsverk och från kommunen.

Fakta om hur kvävereningen i anläggningen ska gå till, hur reningsprocesserna fungerar och vika störningsfaktorer som påverkar dem, införskaffades exempelvis via Google, där sökord som *nitrification of leachate water*, *nitrification in aerated pond*, *availability of phosphate for nitrifying bacteria*, *denitrifikation i markbädd* med flera användes, växlande mellan engelska och svenska översättningar. Även ett studiehäfte om avloppsreningsteknik som Svenskt vatten AB har tagit fram, användes för att beskriva processerna.

2.2 PROVTAGNINGAR

I examensarbetet ingick även att ta prover på lakvattnet för att få ett bättre underlag för hur processerna fungerar och hur bra reningen är. Provtagningen var planerad att äga rum under en treveckorsperiod med start i vecka 14 år 2010, men då var den luftade dammen fortfarande täckt med is efter den långa vintern och provtagningsstarten sköts fram till vecka 17. När denna vecka väl infann sig och den första provtagningen skulle ske, fungerade inte den pump som ska pumpa lakvattnet in till anläggningen. Pumpen benämns i fortsättningen som *AP01*. Dessutom var endast en av de två ejektorluftarna igång. Den andra hade satts igen och var därmed tvungen att bytas ut. Pumpen och den nya ejektorluftaren var åter igång den 6 maj, varefter provtagningsserien tog sin början måndagen den 10 maj.

Proverna togs vid tio provtagningstillfällen, under tre veckor. Vid provtagningstillfällena togs lakvatten dels från pumpgropen som pumpar in lakvattnet till den luftade dammen, dels från den pumpgrop varifrån vatten pumpas till salixodlingen, det vill säga utgående vatten från den luftade dammen. Mätplatserna benämns senare i rapporten som *före luftning* respektive *efter luftning*. Efter

markbädden, som varit avstängd sedan 2006, fanns det ingen anledning att ta några prover.

Från varje pumpgrop togs två flaskor, en för kemisk analys och en för BOD₇. Proverna förvarades mörkt och svalt i väntan på transporten som samma dag fraktade dem till laboratoriet Eurofins Environment Sweden AB, där proverna analyserades. Följande analyser gjordes på lakvattnet:

- BOD₇
- COD
- Totalkväve
- Nitratkväve, NO₃⁻
- Ammoniumkväve, NH₄⁺
- Klorider, Cl⁻
- Total fosfor, Tot-P
- Järn, Fe
- pH
- Alkalinitet

Vid varje provtagningsstillfälle mättes även temperaturen i flaskorna som sedan antecknades tillsammans med den totala drifttiden för pumpen AP01, som gick att avläsas inne i pumphuset. Vid de två första provtagningsstillfällena antecknades inga drifttider då dessa inte hittades. Provtagningsdatum och drifttider från provtagningsstillfällena visas i tabell 1.

Tabell 1. Drifttider för AP01 under provtagningsserien

Provtagningsdatum	Total drifttid, AP01 (h)
2010-05-10	-
2010-05-11	-
2010-05-12	10209
2010-05-17	10289
2010-05-19	10322
2010-05-21	10353
2010-05-24	10401
2010-05-26	10433
2010-05-27	10449
2010-05-28	10465

Efter att information erhållits om att bakterierna endast kan ta till vara fosfor i form av fosfat, PO₄⁻³, påbörjades ytterliggare en provtagningsserie där halten fosfatfosfor och totalfosfor, Tot-P, mättes. Proverna togs av det inkommande lakvattnet vid fem tillfällen och analyserades i avloppsreningsverkets eget laboratorium med hjälp av Dr. Lange's spektrofotometriska metod, LCK 349. Analysresultaten redovisas i avsnitt 5.3, där även resterande analysresultat finns tillgängliga.

2.3 BERÄKNINGAR AV FLÖDE OCH UPPEHÅLLSTID

Flödet in till behandlingsanläggningen beräknades utifrån den totala drifttiden på pumpen, där genomsnittet av antalet timmar i drift per dygn, under dygnen som förflöt mellan provtagningsstillfällena, multiplicerades med pumpens kapacitet som är 36 m³/h. Beräkningar av flödet mellan den 12-17 maj visas i ekvation (1), (2) och (3). Flödet för respektive provtagningsstillfälle, redovisas i avsnitt 5.3.

$$10289[h] - 10209[h] = 80[h] \quad (1)$$

$$\frac{80}{5} \left[\frac{h}{dygn} \right] = 16 \left[\frac{h}{dygn} \right] \quad (2)$$

$$Q_{in} = 16 \left[\frac{h}{dygn} \right] \cdot 36 \left[\frac{m^3}{h} \right] = 576 \left[\frac{m^3}{dygn} \right] \quad (3)$$

Flödesberäkningarna var nödvändiga för att kunna räkna ut uppehållstiden i den luftade dammen. Beräkningarna utförs med hjälp av ekvation (4), där medianvärdet av det inkommande flödet, Q_{in} , används. Den luftade dammen har en volym av 900 m^3 .

$$\begin{aligned} \text{Uppehållstid}[dygn] &= \frac{V_{\text{luftad_damm}}}{Q_{in}} \quad (4) \\ &= \frac{900}{576} \left[\frac{m^3}{m^3/dygn} \right] \approx 1,56[dygn] \end{aligned}$$

2.4 DEPONINS STATUS

Som ett delsyfte i detta examensarbete ingick att bedöma i vilket skede av nedbrytningsprocessen deponin befinner sig i. Eftersom det i nuläget inte finns några specifika riktvärden för lakvatten, används istället resultat från tidigare karaktäriseringar, bakgrundsvärden för recipient och jordskorpa, gräns- och riktvärden för grund- och ytvatten, samt för mark som jämförelsematerial vid utvärdering av mätvärden enligt Öman m. fl. (2000b). Även riskbedömningar kan användas för identifierade ämnen. Analysresultat av lakvattnet från Vissberga deponi jämförs i detta examensarbete med analysresultat från tidigare karaktäriseringar av metanogent lakvatten från hushålls- och verksamhetsavfall som presenteras i bilaga 5 i IVL:s rapport *Handbok för Lakvattenbedömning, Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag* av Öman m. fl. (2000b). Värdena finns även med i Naturvårdsverkets rapport *Lakvatten från deponier* (2008). Mätvärdena som ska jämföras och resultatet av denna jämförelse redovisas i avsnitt 5.4.

2.5 INTERVJUSTUDIE

Ett annat delsyfte var att utföra en intervjustudie med tre närliggande länsstyrelser samt med Naturvårdsverket, där följande fråga skulle besvaras:

- Vilka nya krav kommer att kunna ställas på lakvattenbehandling inom en överskådlig framtid

Personerna som deltog i intervjustudien anges med namn, arbetsuppgifter och arbetsplats i tabell 3. Där anges även datumet för kontakt. I Uppsala län hade Uppsala kommun tagit över tillsynen av deponierna och uppsamlingen av lakvatten. Därför fick ansvarig personal på kommunen istället besvara frågan.

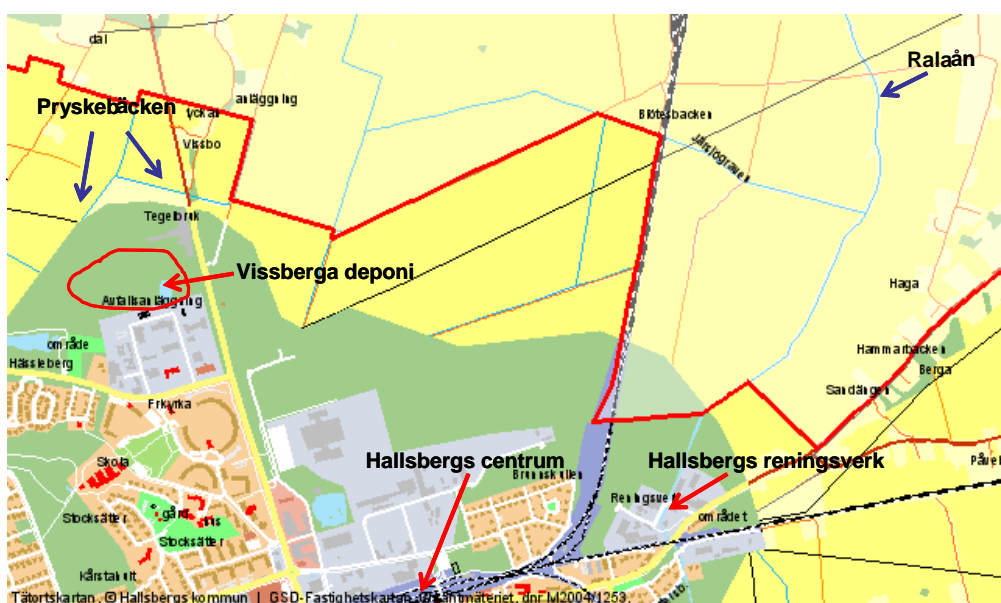
Tabell 2. Deltagande personer i intervjustudien

Namn	Arbetsuppgift	Arbetsplats	Kontakt
Helena Hasselquist	Tillsyn enligt miljöbalken: avloppsreningsverk, färgtillverkare, avgiftsadministration för prövning och tillsyn. Tillsynsvägledning inom enskilda avlopp och avloppsreningsverk.	Enheten för miljöskydd, Länsstyrelsen i Örebro län	8/7-10
Britt Halling	Tillsyn och prövning av avfallsanläggningar och jordbruk.	Miljöenheten/miljöskydd, Länsstyrelsen i Västmanlands län	14/7-10
Bernt Forsberg	Miljöskyddsinspektör av bland annat industrier och förorenad mark.	Miljö- & hälsa, Miljökontoret, Uppsala kommun	14/7-10
Erika Nygren		Naturvårdsverket	17/9-10

3 VISSBERGA DEPONI

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Vissberga deponi tillhör Hallsbergs kommun och är belägen strax väster om väg 529. Fastigheten avgränsas i väster av Pryskebäcken som även fortsätter en bit norr om deponiområdet. Där gränsar deponin till ett numera nedlagt tegelbruk, där det förekommer någon form av återvinning, samt till en obrukad fastighet. Söder om deponin ligger ett industriområde som angränsar till centrala Hallsberg. Närmsta bostadsområde är Hesslebergsområdet och ligger omkring 500 meter från deponin. I övrigt består omgivningarna mestadels av slät jordbruksmark (Jorild, 2002), vilket kan ses på kartan i figur 1.



Figur 1. Vissberga deponi med omgivning

3.1.1 Recipienten

Recipienten till behandlingsanläggningen är ett åkerdike som heter Pryskebäcken. Som också kan ses i figur 1, mynnar denna bäck i Ralaån, som har sitt utlopp i Hjälmaren. Avrinningsområdet till Pryskebäcken är förhållandevis litet och består huvudsakligen av jordbruksmark men även dagvatten från det omgivande samhället leds till bäcken (Jensen, 2006). Flödet i bäcken varierar mycket under året, men vid normala flödesförhållanden bedöms inte utsläpp från lakvattenbehandlingsanläggningen ha någon betydande påverkan på vattenkvaliteten där (Willert, 2000).

3.2 DEPONIN

Deponin har sedan 1961 använts för deponering av olika typer av avfall. Där deponerades i stort sätt allt avfall som producerades i Hallsbergs och grannkommunen Kumlas kommuner fram till 1976. Då begränsades deponeringen till hushållsavfall, grovsopor, handels- och industriavfall samt slam från Hallsbergs avloppsreningsverk i samband med att ett tillstånd för verksamheten söktes och beviljades. Samtidigt anlades även en damm och diken för uppsamling av lakvatten i den östra delen av deponin. När deponeringen av hushållsavfall upphörde 1979 täcktes hela deponin med täckmassor (Jorild, 2002).

Mellan åren 1975-1981 ska enligt uppgift industrislam som befaras vara metallhydroxidslam ha deponerats inom området. På vissa delar av deponin ska även aska från det kommunala kraftvärmeverket ha deponerats under perioden då Vattenfall tog över deponin mellan 1981 och 1996. Under senare delen av 1990-talet deponerades slam från Hallsbergs avloppsreningsverk på området (Jensen, 2007a).

Deponin är numera nedlagd och en sluttäckning av deponin godkändes år 2001 av länsstyrelsen i Örebro län. Sluttäckningen pågår än i dag tillsammans med viss annan verksamhet. Bland annat anläggs ett rekreationsområde. Till det används dels jord och schaktmassor för att jämna ut och forma området, dels rötslam från Hallsberg avloppsreningsverk som blandats med annat material för att användas som vegetationsskikt inom rekreationsområdet. Inom området finns även en mottagning för sand och grus som samlats in från diverse rännstensbrunnar i Hallsbergs kommun. Här finns även olika upplag för bland annat timmer, ris och rör. Trä och trädgårdsavfall flisas inom området. Träflisen från trädgårdsavfallet blandas med rötslammet och läggs som vegetationsskikt på rekreationsområdet medan träflisen används för bioenergi på en annan anläggning (Jensen, 2007b). Inom området ligger även en återvinningscentral. I bilaga 2 finns en kartbeskrivning över deponiområdet med de olika upplagen, återvinningscentralen och behandlingsanläggningen angivna.

3.3 LAKVATTENFLÖDEN

Allt vatten som genereras inom deponin, både nederbörd och grundvatten, räknas som lakvatten. Eftersom det vid planeringen av behandlingsanläggningen inte fanns någon flödesmätare på plats som kunde mäta flödet på det avledda vattnet, uppskattades flödet genom olika antaganden. Dels hade kommunen vid pilotförsöket uppskattat den årliga lakvattenmängden till omkring 10 000 m³/år, dels användes vattenbalansberäkningar med en antagen nettonederbörd på 170 mm/år över deponiområdet som har en yta på omkring 11 hektar. Detta gav en årlig lakvattenmängd på 19 000 m³. Dessutom jämfördes pumpkapaciteten för den pump som pumpar ut lakvattnet till det kommunala avloppsledningsnätet med data över pumpens gångtider under åren 1991-96. Detta gav ett årligt lakvattenflöde på 15 000 m³/år (Jorild, 2002).

4 BEHANDLING AV LAKVATTNET

4.1 ALTERNATIVA BEHANDLINGSMETODER

Det behandlingsalternativ som enligt Willert (2000) bedömdes som mest lämpligt utifrån lakvattnets kemiska sammansättning, uppskattningar av lakvattenflöden, möjligheten att använda befintliga anläggningar och ekonomiska aspekter var en luftad damm med efterföljande markbädd och med en energiskog, bestående av salix, som komplement till markbädden under växtsäsongen.

På grund av lakvattensammansättningen var någon typ av förbehandling nödvändig, framförallt för att minska järninnehållet i vattnet. En järnreduktion bedömdes enklast ske genom syresättning i en luftad damm (Willert, 2000). För att få en ytterliggare reduktion av föroreningsinnehållet togs tre förslag på efterbehandling i beaktande. De tre alternativen bestod av:

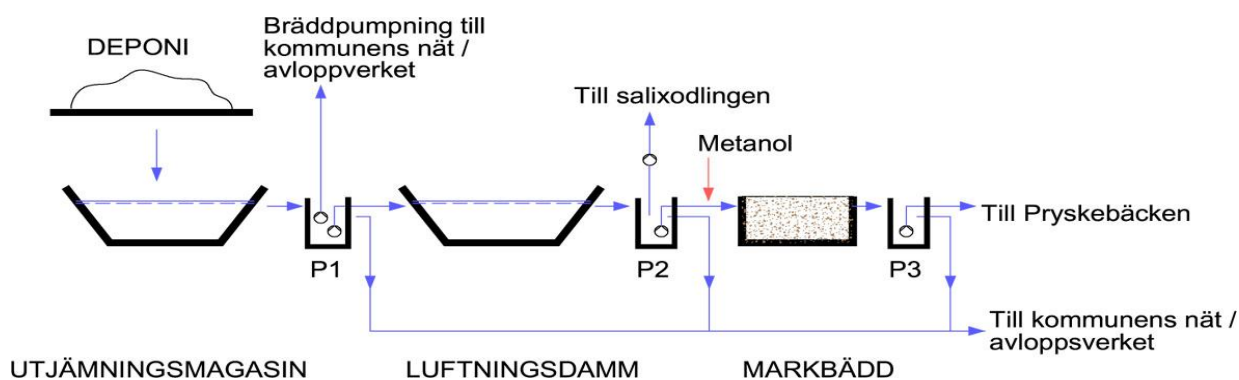
- Recirkulation över deponiområdet
- Bevattning av energiskog
- Behandling i markbädd

Mer avancerade behandlingsalternativ som till exempel Satsvis Biologisk Rening (SBR), bedömdes onödiga med tanke på lakvattnets relativt låga föroreningsinnehåll och de höga drift- och anläggningskostnader anläggningar som dessa skulle medföra (Willert, 2000).

Enbart recirkulation över deponin ansågs inte som ett alternativ då det innebär risk för hydraulisk överbelastning och kan orsaka förhöjda grundvattenytor i deponin. Bevattning av energiskog betraktades som ett bra reningsalternativ, men eftersom det bara fungerar under en viss tid på året skulle utjämningsmagasin och luftningsdamm behöva utvidgas för att kunna lagra lakvattnet under resten av året. Dessutom tar det tid att anlägga en energiskog. Markbädden, som bedömdes lättare att anlägga, värderades dessutom vara bäst ur kvävereningssynpunkt. Bevattning av energiskog ansågs dock vara ett bra komplement till markbädden under sommarhalvåret (Willert, 2000).

4.2 SCHEMATISK BESKRIVNING AV BEHANDLINGSANLÄGGNINGEN

De olika behandlingsstegen visas i flödesschemat i figur 2.



Figur 2. Blockschemat för lakvattenbehandlingen i Vissberga (Jensen, 2007a)

Lakvattnet samlas upp i de diken som omger deponin och pumpas sedan till ett utjämningsmagasin (VA-Ingenjörerna, 2009). Därefter pumpas vattnet vidare till pumpstation 1, *P1*, där det antingen skickas till den luftade dammen, via pumpen AP01 eller bräddas till kommunens nät. Det senare sker endast om lakvattenflödet överstiger den luftade dammens kapacitet eller om vattnet var för kallt för att någon nitrifikation skulle kunna förekomma. Det bräddade vattnet leds då till Hallsbergs avloppsreningsverk för rening.

Efter rening i den luftade dammen går vattnet till pumpstation 2, *P2*, där det antingen förs till markbädden eller pumpas till salixodlingen under växtsäsongen. Det kan även här ske en bräddning till det kommunala nätet om belastningen blir för stor för den påföljande delen av anläggningen. Pumparna i pumpstation 2 kan inte köras samtidigt, varför behandling i markbädd och bevattning av salixodlingen inte kan ske parallellt (Jensen, 2007a).

Vid behandling i markbädden tillförs en kolkälla i form av metanol för att gynna denitrifikationen. Om lakvattnet uppnått fullgod rening efter behandling i markbädden, pumpas det via pumpstation 3, *P3*, till recipienten Pryskebacken. Annars kan vattnet, även här, pumpas till det kommunala nätet. Bräddning till avloppsreningsverket kan således ske i varje steg av behandlingen, detta för att inget orenat lakvatten ska släppas ut i recipienten (Jensen, 2007a).

4.3 DIMENSIONERING OCH KONSTRUKTION AV ANLÄGGNINGEN

Anläggningen har dimensionerats för att klara av att behandla det lakvattenflöde som beräknas komma under ett normalflödesår. Uppgifter om dimensioneringen visas i tabell 3.

Tabell 3. Dimensionerande fakta om anläggningen (Jorild, 2002)

Dimensionerat flöde, Q_{dim} 30 m³/dygn

Luftad damm

Flöde 10 000-20 000 m³/år

Volym 900 m³

Uppehållstid 15-30 dygn

Markbädd

Flöde 10 000 m³/år

Area 400 m²

Ytbelastning 70 l/m²,dygn

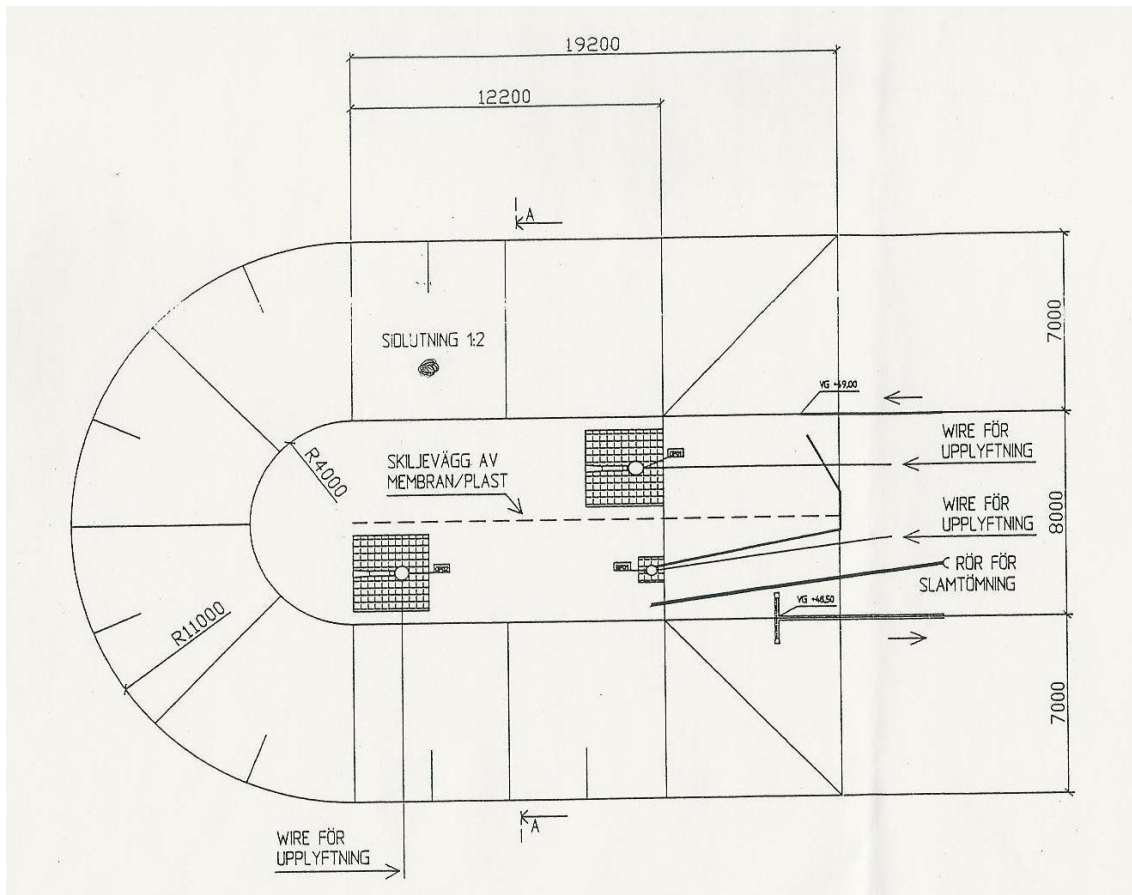
Bevattning av energiskog

Area 1 ha

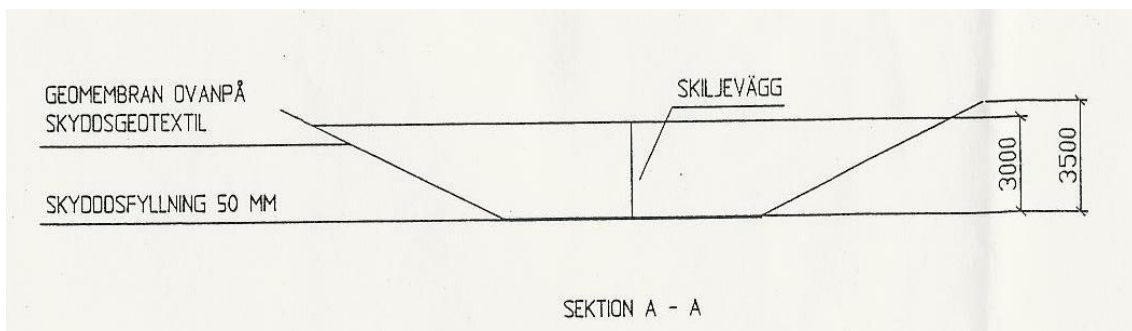
Bevattningskapacitet 5 mm/dygn

Det dimensionerande inflödet till den luftade dammen bestämdes till att vara mellan 30 och 100 m³/dygn, beroende av vilken temperatur som råder i vattnet (VA-Ingenjörerna AB, 2009). En dammvolym på 900 m³ var därmed nödvändig för att klara av det dimensionerade flödet och samtidigt uppnå den uppehållstid på 15-30 dygn (Jorild, 2002) som luftningsdammar normalt dimensioneras för (RVF 2001).

Luftningsdammens konstruktion och mått illustreras i ritningarna i figur 3 och 4 som kommer från en bygghandling daterad 2002-08-06.

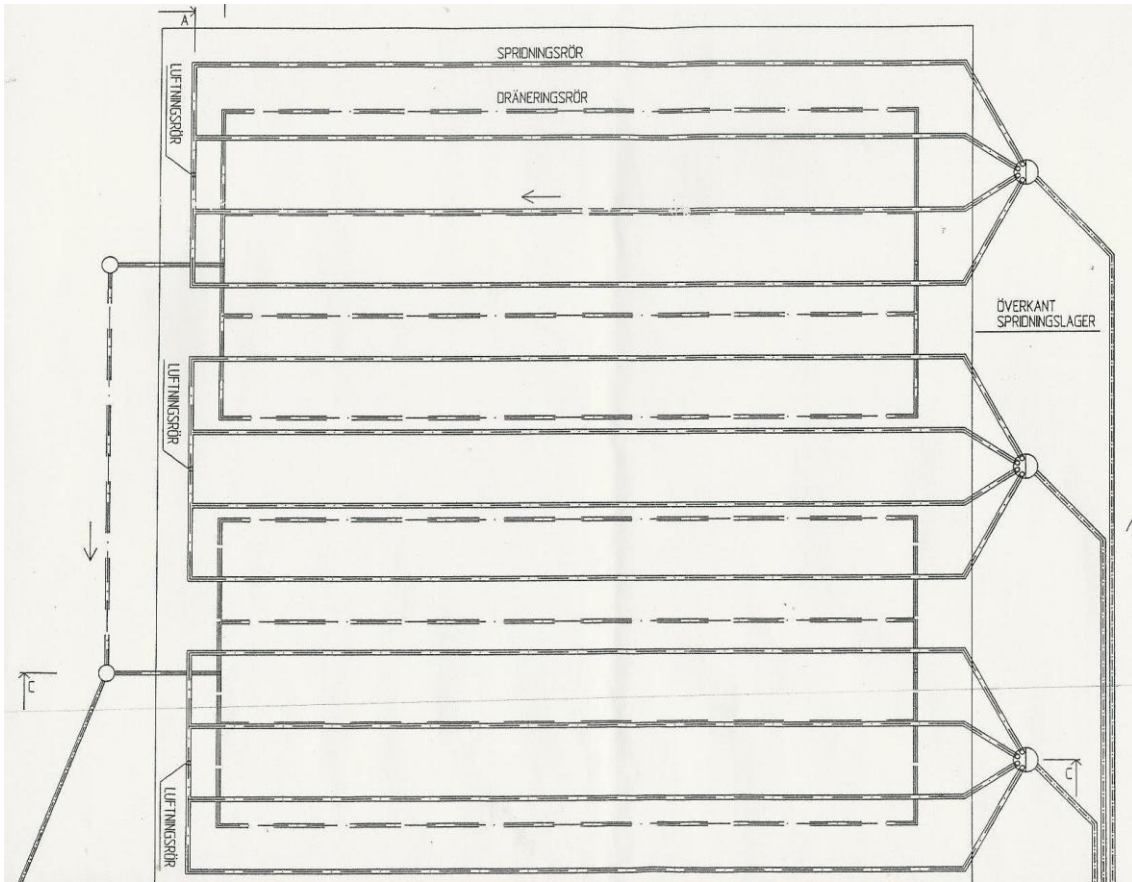


Figur 3. Ritning över luftningsdammen (VA-Projekt AB, Bygghandling, 2002)

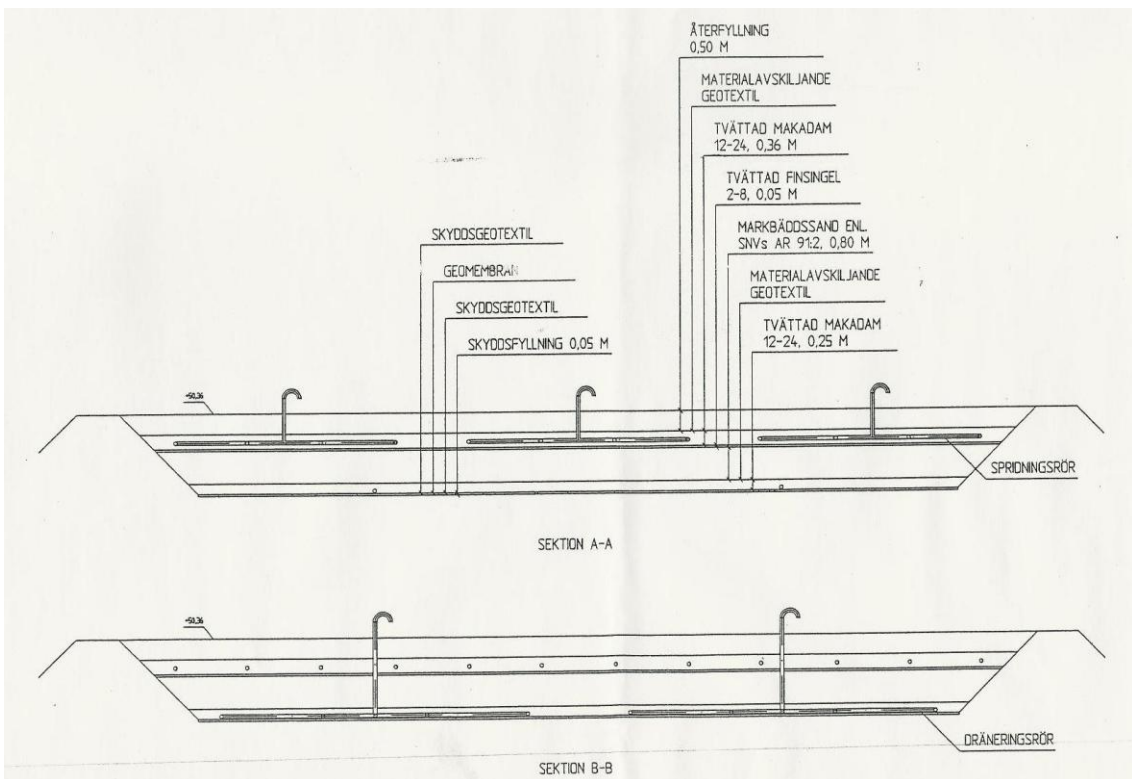


Figur 4. Luftningsdammen i genomskärning (VA-Projekt AB, Bygghandling, 2002)

En skiljevägg av plast skärmade förr av inloppsdelens från utloppsdelens för att förlänga uppehållstiden i dammen och därmed ge nitrifierarna mer tid att växa till sig. Denna skiljevägg är numera borttagen, enligt Andersson (2010, muntligreferens) hade den ingen funktion.



Figur 5. Ritning över markbädden (VA-Projekt AB, Bygghandling, 2002)



Figur 6. Markbädden i genomskärning (VA-Projekt AB, Bygghandling, 2002)

Markbädden, vars konstruktion visas i figur 5 och 6, beräknades behöva en yta av 400 m² för att klara av ett dimensionerat årsflöde på 10 000 m³ och en beräknad ytbelastning av 70 l/m² dygn.

4.4 LUFTAD DAMM

Luftade dammar är i Sverige en vanligt förekommande behandlingsmetod för lakvatten från deponier (RVF, 2001). De används oftast endast som ett förberedande behandlingssteg (Naturvårdsverket, 2008), vilket även är fallet här. De aeroba förhållandena möjliggör en reduktion av järn och mangan (RVF, 2001). Dessa metaller oxideras från tvåvärda till trevärda då de når den syrerika miljön och fälls ut som hydroxider (Cerne et al., 2007). Hydroxiderna flyter sedan runt som små partiklar i vattnet, det vill säga suspenderat material och är tänkta att avskiljas från vattnet genom sedimentering i en lugn zon av dammen.

Luftningen fungerar även som en omblandare som håller slammet kvar i vattenfasen, vilket är nödvändigt för den biologiska reningen (Carlsson & Hallin, 2003). Denna förväntas dels ske genom en nitrifikation av ammonium, vilken beskrivs närmare under avsnitt 4.7.1, dels genom en bakteriell nedbrytning av lättnedbrytbart organiskt material, mätt som BOD₇. Reaktionen för denna nedbrytning, ur vilken bakterierna utviner energi, redovisas nedan (1).



Även en viss reduktion av COD, kemiskt nedbrytningbart organiskt material, kan förväntas i luftade dammar. Avskiljningen av både BOD och COD är syrekrävande reaktioner och kan därför medföra syrebrist i dammen. Luftningen bör därför styras efter den förmodade mängden organiskt material (RVF, 2001).

De metaller som i deponin ligger bundna till sulfider kan frigöras vid luftningen då sulfidpartiklar som följt med lakvattnet från deponin oxideras och bildar sulfat (Cerne et al., 2007). Luftningen kan även medföra avlägsnande av lösta gaser, så som metangas och kolsyra. Det kan också reducera lukt- och smakgivande ämnen (RVF, 2001). Vid höga pH-värden kan även en viss kvävereduktion ske genom ammoniakavgång till luften (Cerne et al., 2007), denna process förklaras även den i avsnitt 4.7.1.

I Vissbergas lakvattenbehandlingsanläggning var den luftade dammen konstruerad som en aktivslamanläggning. Det vill säga den typ av anläggning som ofta används för kväverening i reningsverk. Slammet som också är tänkt att avskiljas från lakvattnet genom sedimentering ska därmed pumpas tillbaka till inloppet som returslam (Hallsbergs kommun m.fl., 2003).

4.5 MARKBÄDD

Vid behandling i markbädd sprids lakvattnet ut över bädden med hjälp av spridningsledning i ett spridningslager som vanligen består av grusmaterialet singel. Detta lager kan antingen ligga vid bäddens yta, markbädden betraktas då som öppen, eller täckas med jord, då den anses vara en täckt bädd. För markbäddens hållbarhet är det viktigt att lakvattnet sprids jämnt över hela bäddens yta.

Själva bädden består av markbäddssand där lakvattnet filtreras och det suspenderade material som finns kvar i vattnet avskiljs. I bädden bildas en biohud där bakterierna kan

bryta ned det organiska materialet och ta vara på den energi de får ut av reaktionen. I denna biohud kan även en biologisk kväveavskiljning i form av nitrifikation och denitrifikation förekomma. Nitrifikationen sker vanligen i de övre delarna av bädden, där syre kan tränga ned, medan denitrifikationen äger rum längre ned i markbädden (Naturvårdsverket, 2008) eftersom denna process kräver anoxiska förhållanden. För att erhålla en god denitrifikation bör även en kolkälla tillsättas vattnet. Detta förklaras närmare i avsnitt 4.7.2. När reningseffekten börjar avta bör materialet i markbädden bytas ut (Naturvårdsverket, 2008).

I ett dräneringslager på bäddens botten finns dräneringsrör som leder ut det reade vattnet. Läckage till grundvattnet undviks genom att bottnen under dräneringslagret är helt tätt (Naturvårdsverket, 2008).

I markbädden på Vissberga deponi består spridningslagret liksom dräneringslagret av tvättad makadam av storleksordningen 12-24 mm. Markbäddssanden har här en mäktighet av 0,8 m. Bädden verkar även vara täckt efter vad som kan ses i figur 6. Vid dräneringsrörens utlopp kan prover tas för kontroll av reningseffekten. Om provet ger ett godkänt analysresultat kan det sedan släppas ut till recipienten Pryskebäcken. Kvävehalten får då inte överstiga det provisoriska riktvärde som lagts fram, ett månadsmedelvärde på 15 mg N_{tot}/l. Flödesförhållandena i bäcken måste också vara tillräckliga för att ge en utspädning av lakvattnet på 15 gånger. Om villkoren ej uppfylls skickas, som tidigare nämnts, lakvattnet till det kommunala avloppsreningsverket för ytterligare rening (Hallsbergs kommun, 2005).

4.6 BEVATTNING AV ENERGISKOG

Lakvattenrening i form av mark-växsystem har blivit allt vanligare i Sverige. Energiskog av framför allt Salix används allt flitigare i dessa sammanhang. En av anledningarna till att denna behandling har blivit så populär är att kväverikt lakvatten kan användas för att producera biomassa som sedan kan förbrännas och ge energi. Den innebär därmed ett bra resursutnyttjande av kväve och en del andra näringsämnen. Behandlingen är dessutom enkel att sköta och innebär inga stora kostnader och den kan anläggas direkt på gamla deponiytor (RVF, 2000), vilket är fallet här.

I Vissberga sprids lakvattnet ut över odlingen med hjälp av för området anpassade spridningssystem. Här med hjälp av sju till åtta rader av ledningar med mellan sju och åtta sprinklers utplacerade på varje rad (Uhlan, 2010, muntlig referens) som tillsammans täcker en hektar energiskog (tabell 6). Salixplantorna transpirerar vattnet och utnyttjar samtidigt näringsämnena i lakvattnet för sin tillväxt. Lakvattnet innehåller alla de viktiga makro- och mikronäringsämnen som växterna behöver, förutom fosfor, vars koncentration i lakvatten ofta är låg (RVF, 2000). En för stor mängd näringsämnen kan dock leda till läckage (Naturvårdsverket, 2008).

En stor mängd lakvatten går åt till växternas evapotranspiration. Vissbergas salixodlings bevattningskapacitet kan under växtsäsongen överstiga 5 mm/dygn. Det är efter denna bevattningskapacitet som odlingen har dimensionerats. Med en area på 1 hektar bör den därför kunna ta emot cirka 50 m³ lakvatten per dygn, vilket medför att en avdunstning på minst 5 000 m³/år kan förväntas från dess yta (Jorild, 2002).

Bevattningen anpassas efter vilka förhållanden som råder på odlingsplatsen. Markförhållanden, temperatur och nederbörd är omständigheter som tas i beaktande. En för hög belastning av lakvatten kan göra växterna vattensjuka, vilket medför att de slutar

att ta upp vatten och slutligen dör. Därför är det viktigt att grundvattenytan inte ligger för nära markytan, då marken lätt blir vattenmättad (Naturvårdsverket, 2008).

Utöver växtupptaget sker även en reduktion av kväve genom nitrifikation och denitrifikation av markorganismer då lakvattnet perkolerar ner i deponin. Markorganismerna bryter även ned det organiska materialet som finns kvar efter luftningen. Suspenderat material filtreras av markpartiklarna och lösta ämnen kan tas upp via adsorption, jonbyte eller genom utfällning (RVF, 2000).

Det är viktigt att grödan man odlar tål de föroreningar som kommer med lakvattnet (Naturvårdsverket, 2008). Mikroorganismerna som ska sönderdela föroreningarna måste givetvis också tåla föroreningarna. Ammoniakhalter på 10 mg/l kan hämma nitrifikationsprocessen. Ammoniak kan även vara toxiskt för andra levande markorganismer (Naturvårdsverket, 2008).

Tillförseln av det näringsrika lakvattnet medför en ökad tillväxt, men då måste också den nya biomassan, där näringsämnen finns bundna, skördas (RVF, 2000). De skördade växterna bör tas om hand och förbrännas på avfallsanläggningar då de kan innehålla föroreningar (Naturvårdsverket, 2008).

Denna behandling fungerar, som ovan nämnts endast under växtsäsongen, vilken här i Sverige kan variera mellan 120-240 dygn/år. Under resten av året måste lakvattnet därför kunna lagras om det inte finns någon annan behandlingsmetod som kan ersätta salixodlingen (RVF, 2000).

4.7 BIOLOGISK KVÄVEAVSKILJNING

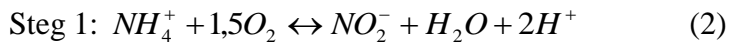
Av de ingående parametrarna i lakvattnet, är kvävet ett av dem som är nödvändigast att få bukt med. Trots att kväve utgör en viktig näringskälla för alla levande organismer kan det, i samband med utsläpp av orenat lakvatten, orsaka problem i form av syrebrist och eutrofiering i recipienten. Eutrofiering kan inträffa då kväve utgör det begränsande näringsämnet i det mottagande vattnet (Svenskt Vatten AB, 2007). Det är främst i saltvattenrecipienter som detta förhållande råder. Eutrofiering kan även indirekt leda till syrebrist då den bildade biomassan bryts ned (RVF, 2000).

Syrebrist kan även orsakas av att ammoniumkväve (Svenskt Vatten AB, 2007), som är den kväveform som orenat lakvatten huvudsakligen består av, oxideras med hjälp av bakterier då det når den syreinhållande recipienten och bildar nitrit och nitrat. Nitrifikation, som är benämningen på denna reaktion, är en naturlig biologisk process, vid vilken vattnets syreinhåll förbrukas (Svenskt Vatten AB, 2007). Förutom de mest uppenbara följderna av syrebristen, så som avdöd av de vattenlevande organismerna, kan den även leda till att fosfor och metaller frigörs från sedimenten (Naturvårdsverket, 2008).

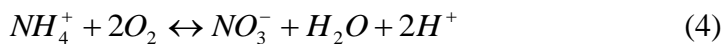
Nitrifikation används ofta, tillsammans med en annan biologisk process som kallas denitrifikation, som kväveavskiljning i avloppsreningsverk. Där sker processerna under mer kontrollerade former (Svenskt Vatten AB, 2007). Det är också dessa processer som ska stå för kvävereningen i behandlingsanläggningen.

4.7.1 Nitrifikation

Nitrifikationen är en biologisk oxidation där kvävet oxidationstal höjs från -III till +V (RVF, 2000). Reaktionen utförs av aeroba autotrofa bakterier som genom sin respiration, andning, utvinner energi från de ingående oxidationerna. Dessa oxidationer sker i två steg (Carlsson & Hallin, 2003). I det första steget oxideras ammoniumjoner till nitritjoner med hjälp av bakterier från bakteriesläktet *Nitrosomonas* (RVF, 2000). Normalt sker ingen ansamling av nitritjoner (RVF, 2001), utan de oxideras direkt vidare till nitratjoner i det andra steget av processen. Denna oxidation genomförs av bakterier från det nitritoxiderande släktet *Nitrobacter* (RVF, 2000).



Det totala reaktionsförloppet ser ut som följer:



Att de nitrifierande bakterierna är autotrofa innebär att de enbart använder sig av oorganiskt kol för att bygga upp sin cellmassa. Oorganiskt kol kan de erhålla dels genom att, precis som växterna, fixera koldioxid, CO_2 , från luften (Carlsson & Hallin, 2003) dels genom att nyttja kolet i kolsyra, H_2CO_3 , som det i regel finns gått om i lakvatten. Den bildade cellmassan är dock relativt liten i jämförelse med den energimängd som åtgår vid tillväxten (RVF, 2000), varför nitrifierande bakterier tillväxer långsamt. En generationstid, som är tiden det tar för bakterierna att fördubbla sig, kan variera från 8 timmar upp till flera dygn (Carlsson & Hallin, 2003).

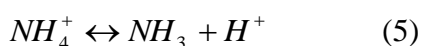
På grund av den långsamma tillväxten är nitrifierarna mer känsliga för störningar och inte lika konkurrenskraftiga som andra bakterier (Svenskt Vatten AB, 2007). Det är bland annat därför som slamproduktionen oftast är låg i luftade dammar där hela näringskedjor kan påträffas och nitrifierarna således har många konkurrenter (Viberg, 2005). Det är därför viktigt att ha en tillräckligt lång uppehållstid i den luftade dammen så att nitrifierarna får tid att tillväxa (Cerne m. fl., 2007)

Ammoniumoxidationen är det hastighetsbestämmande steget i nitrifikationsprocessen (Svenskt Vatten AB, 2007), medan nitritoxidationen är det steg i processen som är mest känsligt för störningar (RVF, 2000). Störningarna kan bestå av omgivande fysikaliska och kemiska förhållanden som till exempel syrgas- och koldioxidtryck, temperatur, pH, redoxpotential eller tillgång på energi som inte är tillfredställande för bakterierna (Viberg, 2005).

Som tidigare nämnts är nitrifikation en syrekrävande process. De nitrifierande bakterierna kan endast andas med syre under oxidationen, varför aeroba förhållanden är nödvändiga för att denna process ska fungera (Carlsson & Hallin, 2003). För varje gram kväve som oxideras, åtgår hela 4,6 g syre (Svenskt Vatten AB, 2007). Syretillgången brukar dock inte vara något problem vid behandling av lakvatten i en luftad damm så länge syretillförseln är intakt. Dessutom är andelen lättnedbrytbart organiskt material oftast lågt i lakvatten, vilket gör att nitrifierarna inte har någon större konkurrent om syret (RVF, 2000).

Rätt surhetsgrad på vattnet är också av stor betydelse för nitrifierarnas tillväxt. För att få en god nitrifikation bör pH-värdet inte understiga pH 7 (RVF, 2000), eftersom nitrifikationen kan hämmas av för lågt pH (Carlsson & Hallin, 2003). En hög alkalinitet i vattnet är därför nödvändig för att stå emot de pH-sänkningar som orsakas av de vätejoner, H^+ , som bildas i ammoniumoxidationen (Carlsson & Hallin, 2003). Men vattnet får heller inte bli för basiskt. För ideal tillväxt bör pH ligga mellan 7,5-8,6 (Svenskt Vatten AB, 2007).

Vid pH-värden över 7 börjar ammonium övergå till ammoniak, jämvikten (5) förskjuts sedan mer och mer åt höger ju mer basiskt vattnet blir och uppkomsten av ammoniak ökar (Viberg, 2005).



Ammoniak är, till skillnad från ammonium, lättflyktig och kan avgå till luften (RVF, 2001). Varför övergången från ammonium till ammoniak kan bidra till kvävereduktionen i en luftad damm (Viberg, 2005). Höga koncentrationer av ammoniak är toxiskt för många organismer. En övre gräns för ideell tillväxt brukar därför sättas vid pH 8,6, förmodligen för att den fria ammoniakkoncentrationen då börjar störa bakterierna. Detta har givetvis också ett samband med ammoniumkoncentrationerna i lakvattnet som är i storleksordningen tio gånger högre än i kommunalt avloppsvatten (RVF, 2000). Även höga ammoniumhalter kan vara toxiskt för nitrifierarna (Cerne m. fl., 2007).

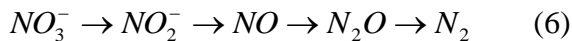
Temperaturen är också en viktig faktor för att nitrifikation ska äga rum. De kemiska reaktionernas hastighet ökar nämligen med ökande temperatur (Svenskt Vatten AB, 2007). Processen kan ske i temperaturer mellan 5°C och 45°C men anses vara optimal i temperaturer mellan 25-35°C (RVF, 2000).

För att bakterierna ska tillväxa måste de även ha tillgång till alla andra beståndsdelar i cellen, till de viktigaste hör kväve och fosfor (Svenskt Vatten AB, 2007). Fosfatfosfor som är den fosforform som är tillgänglig för nitrifierarna är som regel väldigt låg i lakvatten och kan därför begränsa bakterietillväxten i dammen (RVF, 2000). Fosforhalten i dammen bör ligga kring 5 mg fosfor per gram kväve enligt RVF (2000).

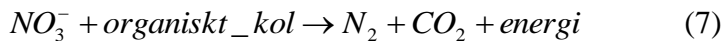
Oxidationen från ammonium till nitrat innebär en kraftig oxidationstalshöjning. Detta medför att ett stort antal delreaktioner förekommer och att många mellanprodukter bildas. Vid en störning kan reaktionskedjan avbrytas och får då till följd att någon av mellanprodukterna inte omvandlas. Det finns därmed en risk att mellanprodukterna kväveoxid, NO, och dikväveoxid, N_2O , också kallad lustgas, bildas (RVF, 2000). Den sistnämnda tillhör växthusgaserna och påverkar klimatet genom att bryta ned ozonskiktet (Svenskt Vatten AB, 2007), medan kvävemonoxiden har en försurande inverkan på naturen (Carlsson & Hallin, 2003).

4.7.2 Denitrifikation

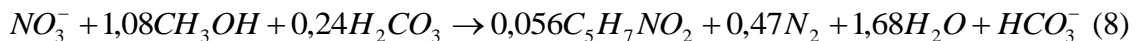
Denitrifikation sker endast i anoxiska miljöer där bakterier, i brist på syrgas, använder nitrat som oxidationsmedel för sin respiration. I respirationen omvandlas nitratkvävet till kvävgas, N_2 , genom en rad komplicerade steg. Till skillnad från nitrifikationen är det många bakteriesläkten som har förmågan att denitrifiera och hela omvandlingen sker inom en och samma bakteriecell (Carlsson & Hallin, 2003):



Kvävgasen som bildas under denitrifikationen avgår sedan till luften (Svenskt Vatten AB, 2007). Som reduktionsmedel i respirationen används organiskt kol (RVF, 2000), varför de denitrifierande bakterierna, som är heterotrofa, kan erhallar både energi och kolkälla för sin tillväxt från denitrifikationen (Svenskt Vatten AB, 2007). Respirationsförloppet visas i reaktion 7.



Lakvattnet har vanligtvis ett ganska litet innehåll av lättnedbrytbart organiskt kol, varför organsikt kol, ofta i form av metanol, måste tillsättas för att få en gynnsam denitrifikation (RVF, 2000). Med metanol som kolkälla gäller följande reaktionsformel:



Enligt formeln ovan åtgår 2,47g metanol per gram nitratkväve som ska reduceras. Förutom en lättillgänglig kolkälla, måste bakterierna även ha tillgång till en viss mängd fosfat, minst 10 mg fosfat per gram kväve går åt. pH-värdet bör som vid nitrifikationen ligga runt pH 6-8 enligt RVF (2000). Som framgår av reaktionsformel (8) verkar denitrifikationen i sig pH-höjande, men nettoeffekten av både en nitrifikation och en denitrifikation blir ändå en pH-sänkning (RVF, 2000).

För att få en fullgod denitrifikation är det även viktigt att hålla miljön syrefri, eftersom bakterierna vid respiration med syre erhallar en större mängd energi än vid andning med nitrat, och därför föredrar denna respiration. Tillgång till syre kan därmed hämma denitrifikationen (Carlsson & Hallin, 2003). Även temperaturen är viktig, då den påverkar hastigheten med vilken bakterierna respirerar, ju högre temperatur, desto snabbare respiration, vilket medför en snabbare denitrifikation. Förloppet påskyndas också av en mer lättillgänglig kolkälla (Svenskt Vatten AB, 2007).

Kvävgasen, som bildas vid fullständig denitrifikation, förekommer naturligt i luft och har ingen gödande inverkan på naturen (Svenskt Vatten AB, 2007). Störningar som syretillgång eller brist av organsikt kol kan dock medföra att nitratreduktionen inte alltid går hela vägen från nitat till kvävgas, utan stannar på ett av oxidationsstegen där i mellan och bildar en ej fullständigt oxiderad kväveförening (RVF, 2000). Kväveföreningar som till exempel lustgas och kvävemonoxid kan då bildas, vilkas negativa miljöeffekter redan beskrivits i avsnittet innan.

5 RESULTAT

Resultatdelen av denna studie består dels av sammanställning och analys av uppgifter om anläggningens funktion under de år anläggningen har varit i drift, dels av resultat från egna mätningar. Även deponins status presenteras samt resultaten från intervjustudien.

5.1 DRIFTSTÖRNINGAR

I den luftade dammen uppstod aldrig någon tillräckligt lugn zon för att slam och övriga partiklar skulle kunna sedimentera (Andersson, 2010, muntlig referens). Därmed fick returslampumpen mestadels endast med sig vatten tillbaka till inloppet. Pumpningen av returslam upphörde således och istället inleddes en kontinuerlig tillförsel av slam från det kommunala avloppsreningsverket (Gunnarsson, 2010, muntlig referens). Den uteblivna sedimentationen orsakade att slam, suspenderat material och metallhydroxider istället följde med vattnet till salixodlingen eller markbädden och bidrog till att ledningar och bevattningssystem sattes igen (Uhlan, 2010, muntlig referens). Även markbädden riskerade att sättas igen, varför denna togs ur drift år 2006 efter bara några år i bruk (Gunnarsson, 2010, muntlig referens).

Den kontinuerliga tillförseln av slam ledde till en ökad slamflykt på grund av att sedimentationen i den luftade dammen uteblev. Detta medverkade ytterligare till att lednings- och spridarsystemen sattes ur funktion, vilket skett ett flertal gånger under de år anläggningen har varit i drift (Uhlan, 2010, muntlig referens). Sedimenteringsproblemet försökte man avhjälpa genom att en ejektorluftare stängdes av en tid innan utpumpningen från den luftade dammen (Jensen, 2005). Det verkar dock inte ha gett något resultat eftersom problemen fortsatte.

Under 2009 sattes spridningsutrustningen igen totalt och tryckledningen som går upp till salixodlingen öppnades upp provisoriskt vid filtret för att få ut vattnet. Nedtagningen av salixplantorna påbörjades under hösten för att spridningsledningarna skulle kunna tas bort och bytas ut under den kommande vintern. Vintern var dock synnerligen lång detta år, med stora mängder snö, varför bytet av ledningarna sköts fram till våren. Olyckligtvis sjukskrevs personen med det yttersta ansvaret för bevattningsanläggningen i början av året, vilket förmodligen är anledningen till att inga åtgärder verkställdes (Uhlan, 2010, muntlig referens). I figur 7 visas denna tillfälliga lösning med vatten som pumpas ut vid sidan om salixodlingen. Fotot i figur 7 togs i juni 2010.

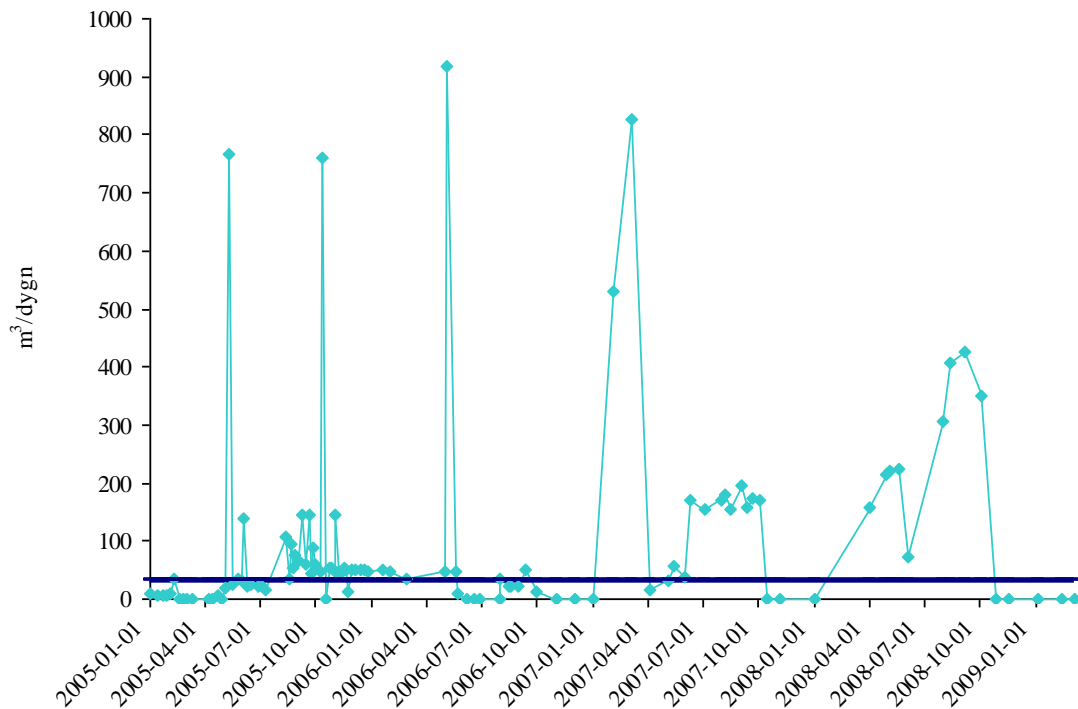


Figur 7. Foto taget av den provisoriska bevattningen i juni 2010.

Driftstörningar i form av att ejektorluftarna sätts igen och måste bytas ut har nämnts ett flertal gånger i de miljörapporter som gjorts. Det skedde även under detta examensarbets gång, vilket var en av anledningarna till att provtagningen sköts fram. Igensättningen beror antagligen på de stora mängderna suspenderat material som finns i den luftade dammen.

Svårigheter att driva anläggningen har också uppstått då belastningen av den har varit för stor, vilket till exempel skedde under perioden februari till april år 2004. Då var belastningen på anläggningen $432 \text{ m}^3/\text{dygn}$ (Jensen, 2005), vilket är betydligt över den dygnsbelastning på 30 m^3 som anläggningen dimensionerats för vid låga temperaturer. Detta berodde enligt Jensen (2005) på en stor tillrinning, antagligen på grund av snösmältningen och att utjämningsmagasinet redan var fullt. Under en sådan belastning fungerade inte den biologiska processen i den luftade dammen (Jensen, 2005), varför hela 75 % av lakvattenproduktionen detta år skickades direkt till reningsverket utan att tidigare ha behandlats i reningsanläggningen (VA-Ingenjörerna AB, 2005).

Höga lakvattenflöden in i anläggningen verkar dock vara ett återkommande problem. I figur 8 visas dygnsflödena in till anläggningen under åren 2005-2009 tillsammans med det dimensionerade flödet på $30 \text{ m}^3/\text{dygn}$, som illustreras av det mörkare strecket i figuren. Flödesvärdena har beräknats utifrån drifttiderna på pumpen AP01 och har utförts på samma sätt som redovisas i ekvation (1)-(3) under avsnitt 2.3. Som kan ses i figuren förekommer dygnsflöden som vida överskrider det dimensionerade flödet.



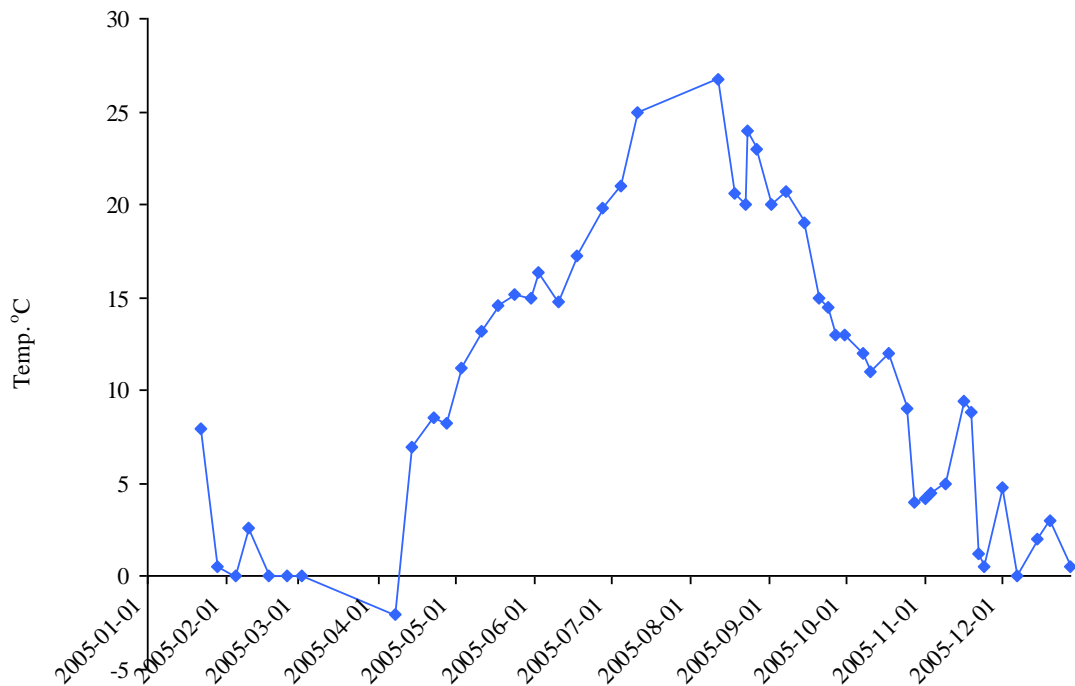
Figur 8. Dygnsflödet in till den luftade dammen 2005-2009, det mörkare strecket representerar det dimensionerade flödet på 30 m³/dygn.

Under examensarbetets gång upptäcktes att de förut regelbundna driftkontrollerna som till exempel kontroll och dokumentation av flöde, syrehalter och temperatur verkar ha avstannat då tidigare ansvarig driftpersonal gick i pension. Därför finns inga av dessa värden dokumenterade sedan början av 2009.

5.2 DRIFTINFORMATION

De analysresultat som fanns tillgängliga, det vill säga de från år 2005 och framåt, redovisas nedan. Alla analysresultat från 2005-2009 går även att hitta i tabellform i bilaga 3.

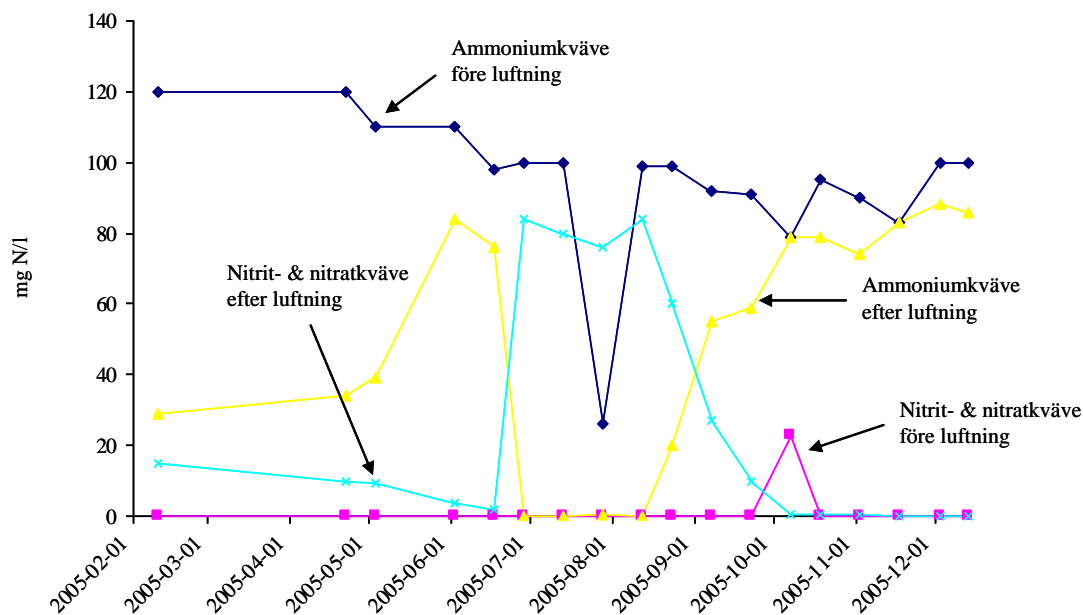
I februari 2005 frös den luftade dammen igen, varefter anläggningen inte togs i drift förrän i april samma år. Enligt Jensen & Linde (2006) bör vattnet i luftningsdammen vara över 8 °C innan någon nitrifikation kan inträffa. Dessa temperaturförhållanden bibehölls från april till oktober detta år, vilket kan ses i figur 9 nedan, där temperaturen i det inkommande lakvattnet visas. Syrehalterna i dammen låg mellan 8 till 10 mg/l, vilket är mer än tillräckligt för nitrifikation, som endast fordrar en syrehalt på 4 mg/l enligt Jensen & Linde (2006). pH-värdet i den luftade dammen låg i medel runt sju under året. Förutsättningarna för nitrifikation var således bra under perioden april till oktober detta år.



Figur 9. Temperaturförhållandena i det inkommande lakvattnet 2005.

I maj månad år 2005 var flödet in till den luftade dammen högt över det dimensionerande flödet, vilket kan ses i figur 8. Den ökade belastningen slog troligen ut nitrifikationen, varför ammoniumkvävehalterna i utgående vatten från den luftade dammen ökar. Detta kan urskiljas i figur 10 där analysresultaten av ammonium- och nitratkväve före respektive efter luftningen redovisas. Enligt Jensen och Linde (2006) medförde de höga inflödena en ökad tillförsel av ammoniumkväve in till den luftade dammen. Ammoniumhalterna skulle då ha varit så höga att de med sin toxiska inverkan störde nitrifierarna, menar Jensen och Linde (2006). I figur 10 kan dock ingen ökning av de inkommande ammoniumhalterna skådas, varför en störning på grund av ursköljning är mer trolig.

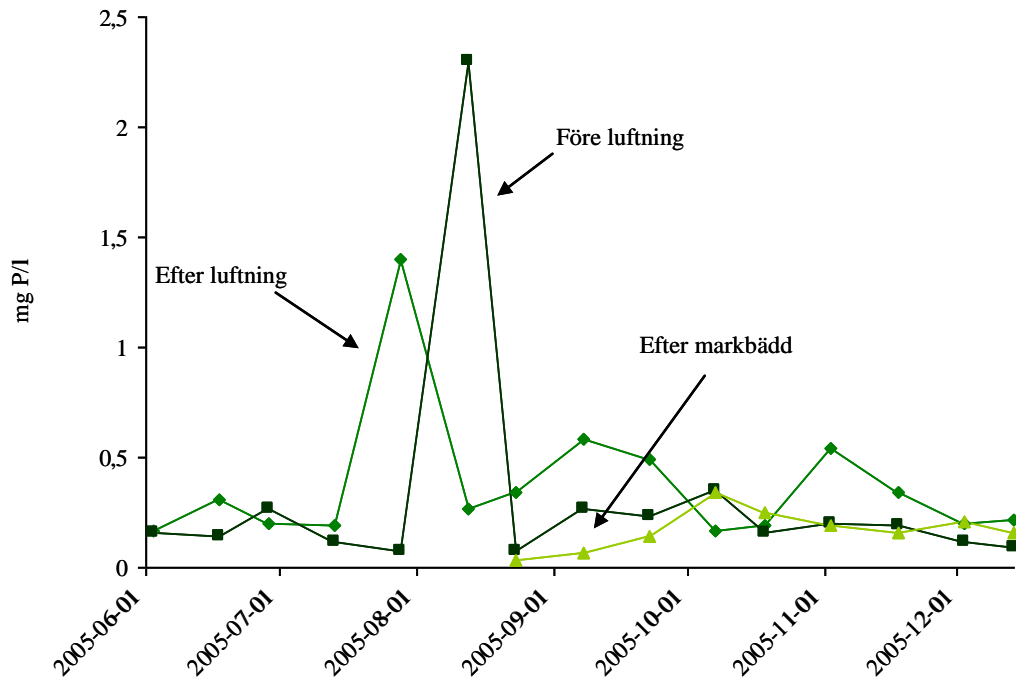
Flödena in till anläggningen sjönk så småningom till det normala och i slutet på juni verkar nitrifikationen ha kommit igång, vilket kan ses i figur 10, där halten ammoniumkväve sjönk till att vara nära noll efter luftningen medan nitrathalterna ökade markant. Nitrifikationen verkar åter ha utsatts för någon störning i augusti då ammoniumhalterna i utgående vatten ökar på nytt (figur 10).



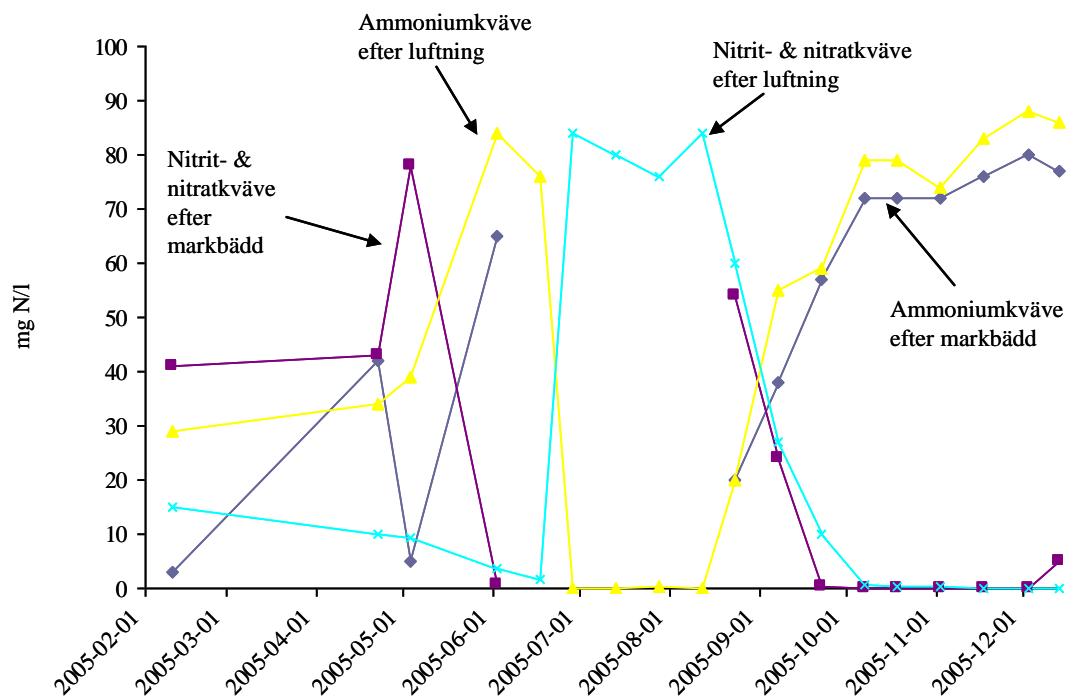
Figur 10. Ammonium- och nitratkväve¹ före respektive efter luftning 2005.

Som berörts under avsnitt 4.7.1 är även en tillgång på fosfor nödvändig för att nitrifierarna ska få en god tillväxt. Totalfosforhalten låg under året på mellan 0,2 och 0,6 mg/l i inkommande vatten, förutom ett toppvärde i slutet på juli på 1,4 mg/l (figur 11). Denna topp kan även ses i det utgående vattnet från den luftade dammen, men förskjutet ett tiotal dygn framåt i tiden. Det är dock, som också omnämns under samma avsnitt, endast fosfor i form av fosfat som är tillgängligt för nitrifierarna. Några analyser på fosfatfosfor har inte hittats, men enligt Jensen och Linde (2006) ökade andelen tillgänglig fosfor i samband med tillsats av slam. Slamtillförseln borde därför synas på totalfosforanalyserna i figur 11. Under 2005 tillsattes slam mellan den 4-13 maj, 30 juni och 29-30 september (Jensen & Linde, 2006). Möjligen är den förhöjda toppen av totalfosfor i det utgående vattnet från den luftade dammen (figur 11) en följd av slamtillförseln den 30 juni. Reduktionen av totalfosfor verkar ha varit relativt bra under 2005, då totalfosforhalten låg mellan 0-0,5 mg/l efter markbädden.

¹ Nitrit- och nitratkvävehalten mättes tillsammans vid analystillfället, men nitrialthalten torde vara minimala varför dessa kurvor här kan anses representera nitrialthalten. Detta gäller även figur 12, 17 och 22.



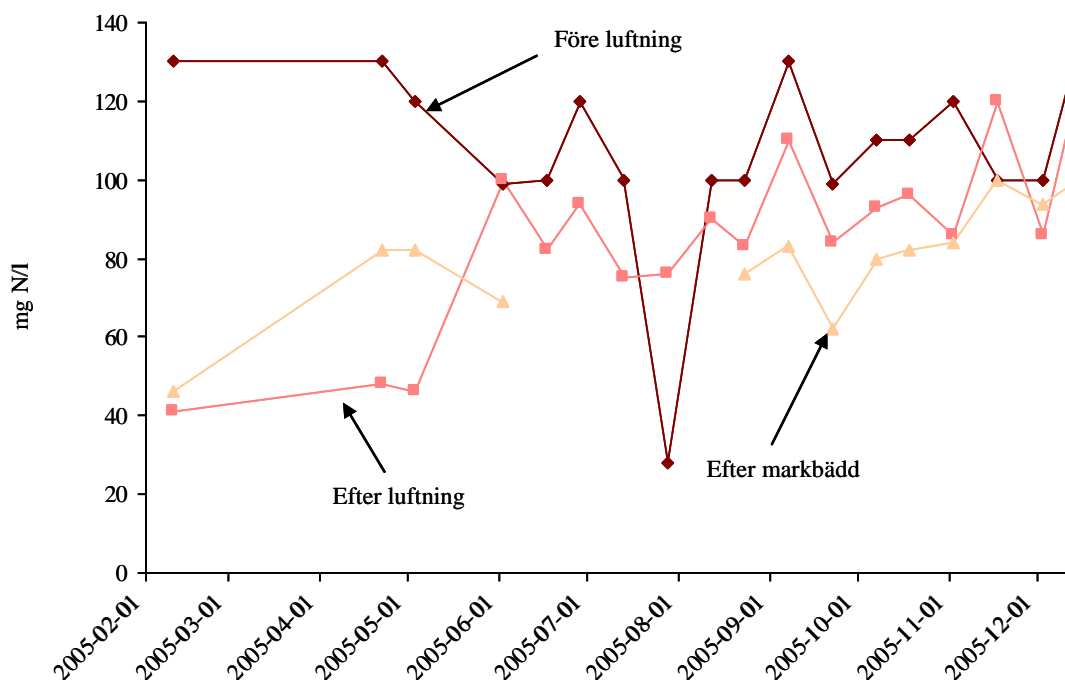
Figur 11. Totalfosfor före respektive efter luftning samt efter markbädden 2005.



Figur 12. Ammonium- och nitratkväve före respektive efter markbädden 2005.

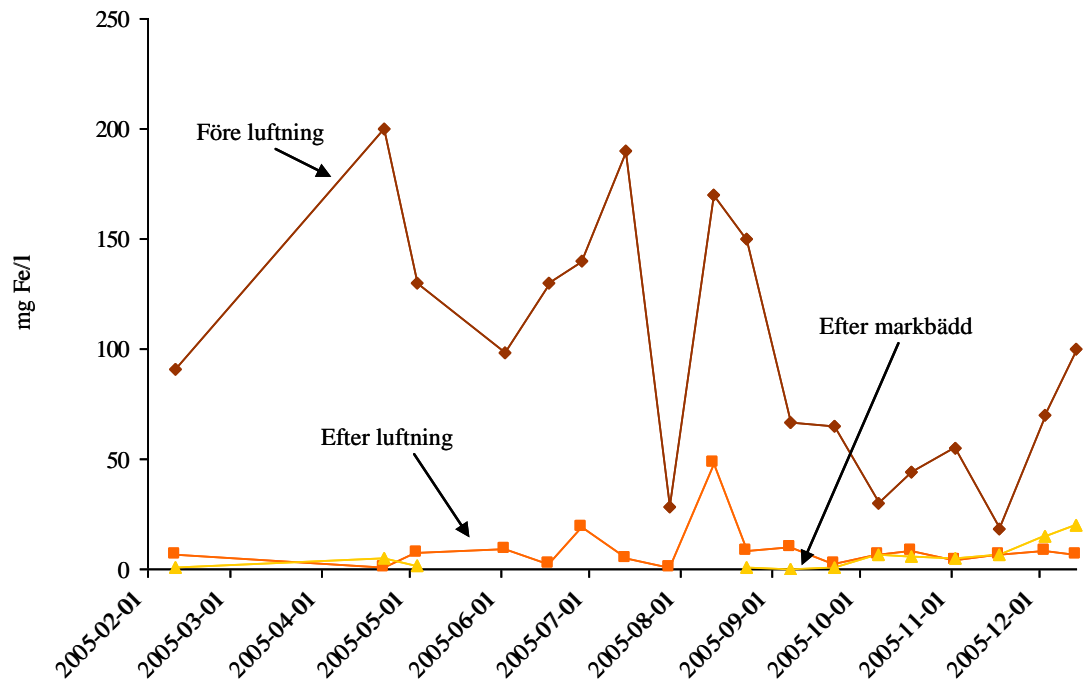
I markbädden syns endast en antydning till denitrifikation (figur 12) precis innan provtagningen upphörde i början av juni. Lakvattnet beskickades då sannolikt till salixodlingen för bevattning, varför inga prover togs i markbädden igen förrän i slutet av augusti då markbädden åter togs i bruk. Det är dock svårt att säga om det verkligen skedde någon denitrifikation där eftersom det endast är ett mätvärde som visar på detta. Det kan lika gärna vara ett mätfel. Analysresultaten från augusti och framåt visar inte

heller på någon större reduktion av kvävet. Mätvärdet som under maj månad tyder på en nitrifikation i markbädden kan också vara ett exempel på mätfel, men nitrifikation kan, som nämnts under avsnitt 4.5, inträffa i de övre lagren av markbädden där syre kan tränga ned. Reduktionen av totalkväve visas i figur 13. Från figuren kan konstateras att en viss kvävereduktion äger rum i anläggningen, men riktvärdet för utsläpp till recipienten på 15 mg/l uppnås aldrig.

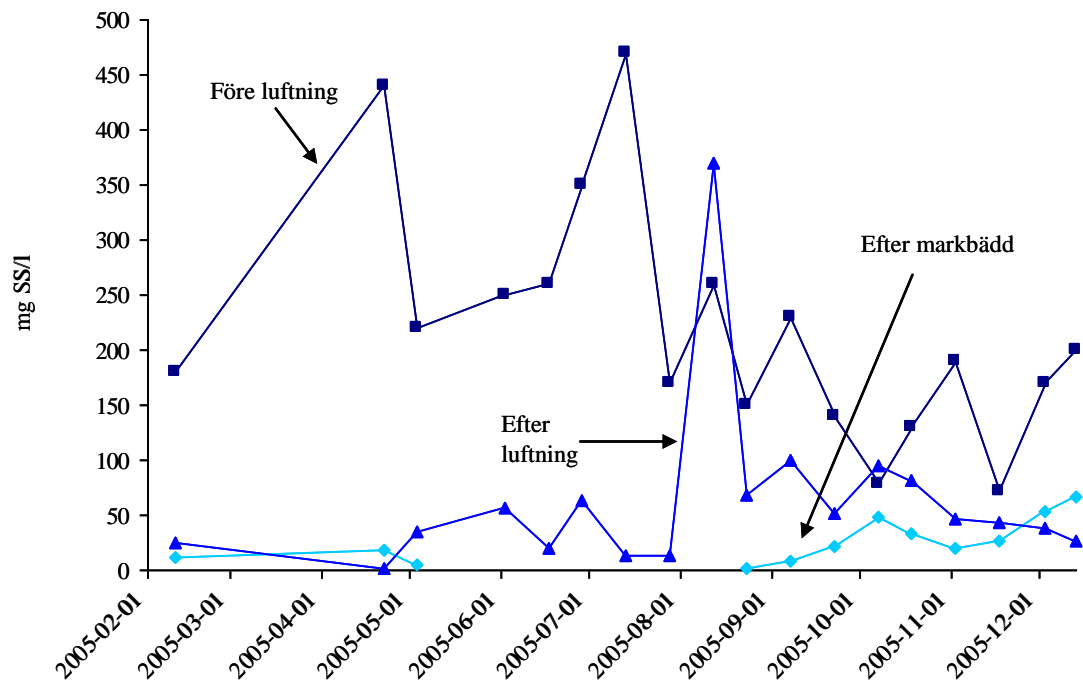


Figur 13. Totalkväve före respektive efter luftning samt efter markbädden 2005.

Järnreduktionen förefaller ha varit bra under året (figur 14). Fosfor åtgår vid utfällningen av järnhydroxid, varför höga järnhalter kan orsaka fosforbrist i den luftade dammen, menar Jensen (2005). På så sätt påverkar även järnhalterna nitrifikationsprocessen. Övriga metallhalter analyserades endast vid två tillfällen under 2005. En viss reduktion kan påvisas men eftersom provtagningstillfällena är så få, går det inte att dra några större slutsatser. Vad som dock kan sägas är att metallhalterna, liksom vid tidigare mätningar, är väldigt låga med vissa halter under detektionsgränsen för de analysredskap som använts. Halterna suspenderat material visar på en i allmänhet bra rening över anläggningen (figur 15).



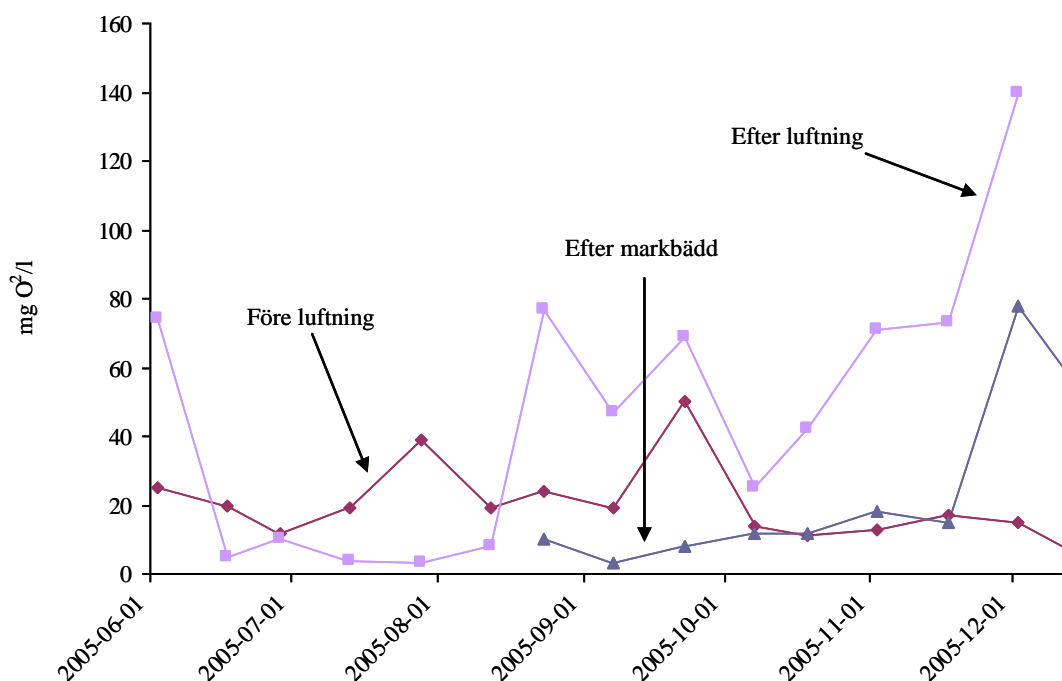
Figur 14. Järn före respektive efter luftning samt efter markbädden 2005.



Figur 15. Suspenderat material före respektive efter luftning samt efter markbädden 2005.

Toxiciteten mättes vid två tillfällen under 2005, i maj och oktober. Toxiciteten mäts enligt microtox-metoden, en metod som utnyttjar det ljusavgivande anlagat hos en marin bakterie. Föroreningar stör bakteriens metabolism, vilket minskar ljusemissionen som därmed kan detekteras med en fotometer (Pettersson, 2008). Toxiciteten var under de båda mättillfällena måttlig in till den luftade dammen, enligt Jensen och Linde

(2006). I den luftade dammen reducerades sedan toxiciteten till att vara låg och efter behandling i markbädden hade all toxicitet försvunnit (Jensen & Linde, 2006). Den höga ammoniumhalten i början av året kan ha bidragit till de toxiska förhållandena i det inkommande vattnet, menar Jensen & Linde (2006). Kvävehalterna och halterna totalt organiskt kol, TOC, har enligt Jensen & Linde (2006) varit högre under 2005 än tidigare år, vilket de menar kan tyda på att en förändring av lakvattnet har skett. Reduktionen av TOC visade sig trots det ha varit förhållandevis bra över anläggningen detta år. Även halterna BOD₇ har varit betydligt högre under 2005 än under 2004 (Jensen & Linde, 2006). Dessa halter visas i figur 16. Halterna BOD₇ förefaller ha ökat efter luftningen, men efter behandling i markbädden har en betydlig reduktion uppnåtts, bortsett från den senare delen av året då det antagligen var för kallt i såväl den luftade dammen som i markbädden.



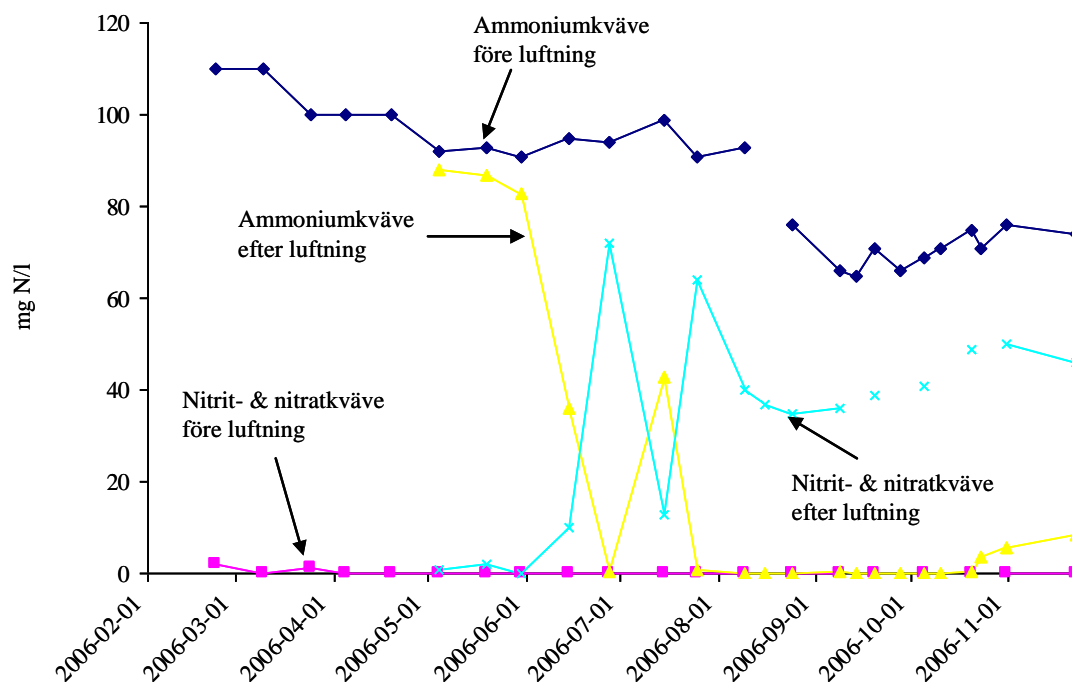
Figur 16. BOD₇ före respektive efter luftning samt efter markbädden 2005.

Fram till och med november hade 10 650 m³ lakvatten behandlats i den luftade dammen, 4 500 m³ hade infiltrerat markbädden och 1 500 m³ hade bevattnat deponins salixodling. Eftersom inget vatten släpptes till recipienten detta år skickades allt lakvatten, förutom de 1 500 m³ som bevattnade salixodlingen, till Hallsbergs avloppsreningsverk för ytterliggare rening (Jensen & Linde, 2006).

År 2006 verkar inga prover ha tagits efter luftningen förrän i maj, de är i varje fall inte dokumenterade. I miljörapporten från 2006 berättar Jensen (2007) att detta år började på samma sätt som föregående år, då nitrifikationsprocessen inte kom igång på grund av att temperaturen i dammen var för låg. Inpumpningen till anläggningen upphörde därför tills man ansåg att nitrifikationen börjat ta sig (Jensen, 2007a). Detta inträffade först i slutet av juli, efter att slam tillförts dammen vid två tillfällen (Jensen, 2007a). I figur 17 visas ammonium- och nitratkväve före respektive efter luftningen. Där kan nitrattopparna som uppstod vid slamtillförseln, samt den ihållande nitrifikationen som skedde därefter beskådas. Lakvattenflödena in till den luftade dammen var även detta år

väldigt höga i maj, vilket kan vara en förklaring till varför processen inte kom igång tidigare. Både syrehalterna som låg runt 10-12 mg/l och vattentemperaturerna gav annars bra nitrifikationsförhållanden från och med maj. pH i den luftade dammen var neutralt, vilket också gynnar nitrifikationen.

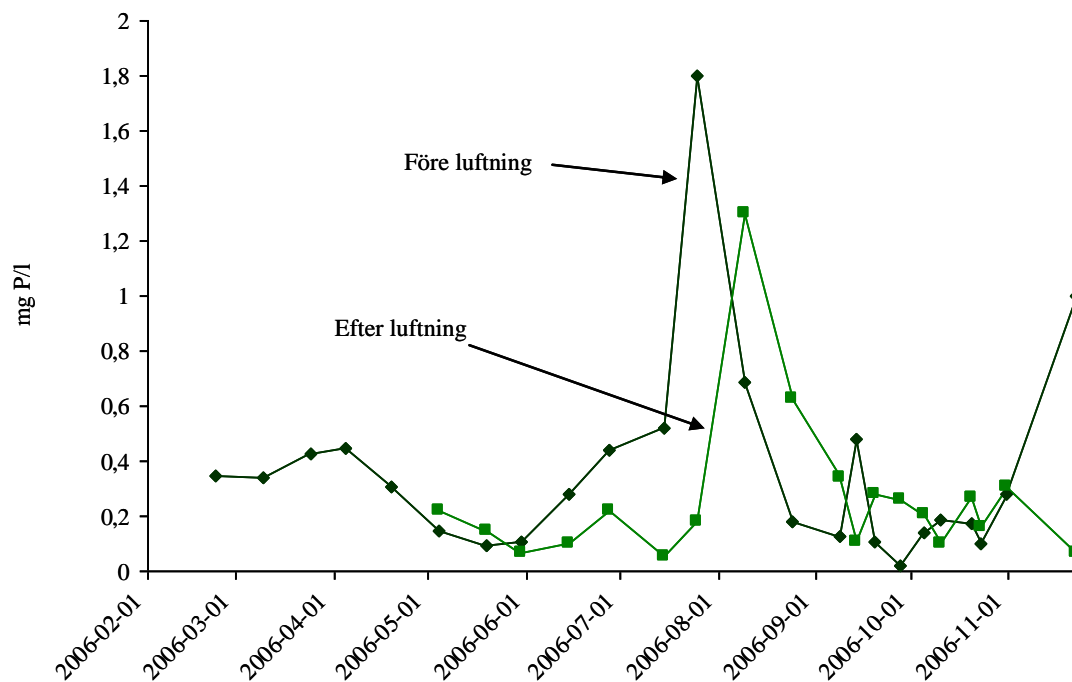
Från slutet av juli och fram till mitten av oktober fungerade nitrifikatonen bra, men började sedan avta, antagligen på grund av sänkt temperatur i vattnet in till den luftade dammen. I november stoppades inpumpningen då temperaturen sjönk så pass att den hämmade nitrifikationen (Jensen, 2007a).



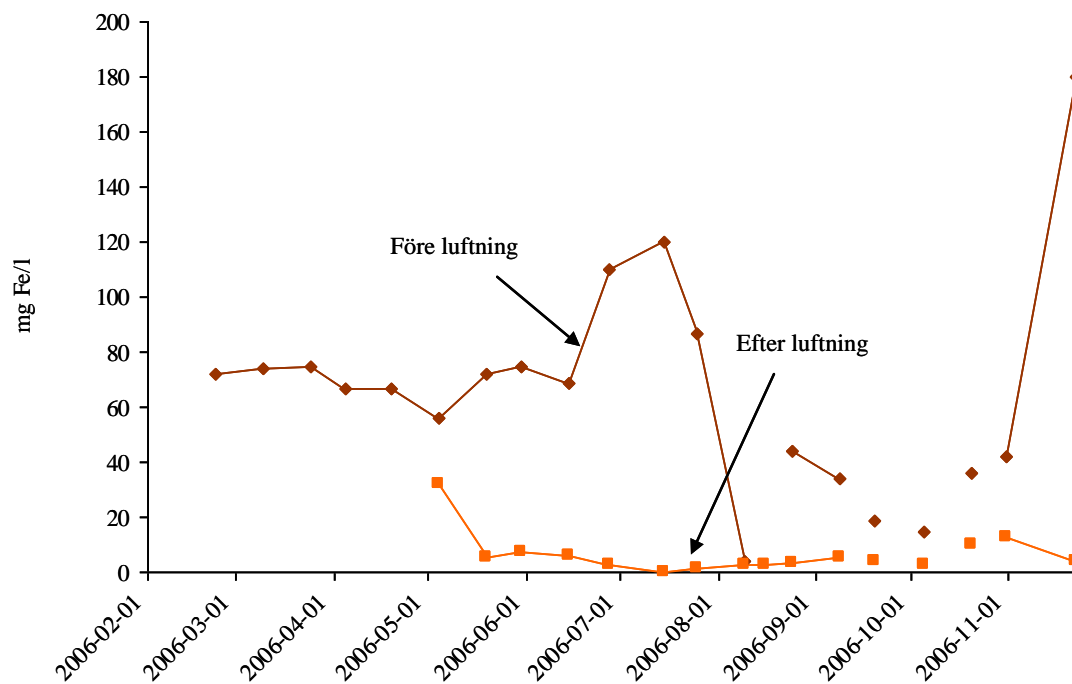
Figur 17. Ammonium- och nitratkväve före respektive efter luftning 2006.

Totalfosforhalterna från 2006 redovisas i figur 18. De totalfosfortoppar som ses efter luftningen i figuren skulle kunna vara resultat av slamtillförseln men förefaller vara förskjutningar av topparna i inkommande vatten. Bortsett från dessa extremvärden, låg totalfosforhalterna i princip mellan 0-0,8 mg/l detta år.

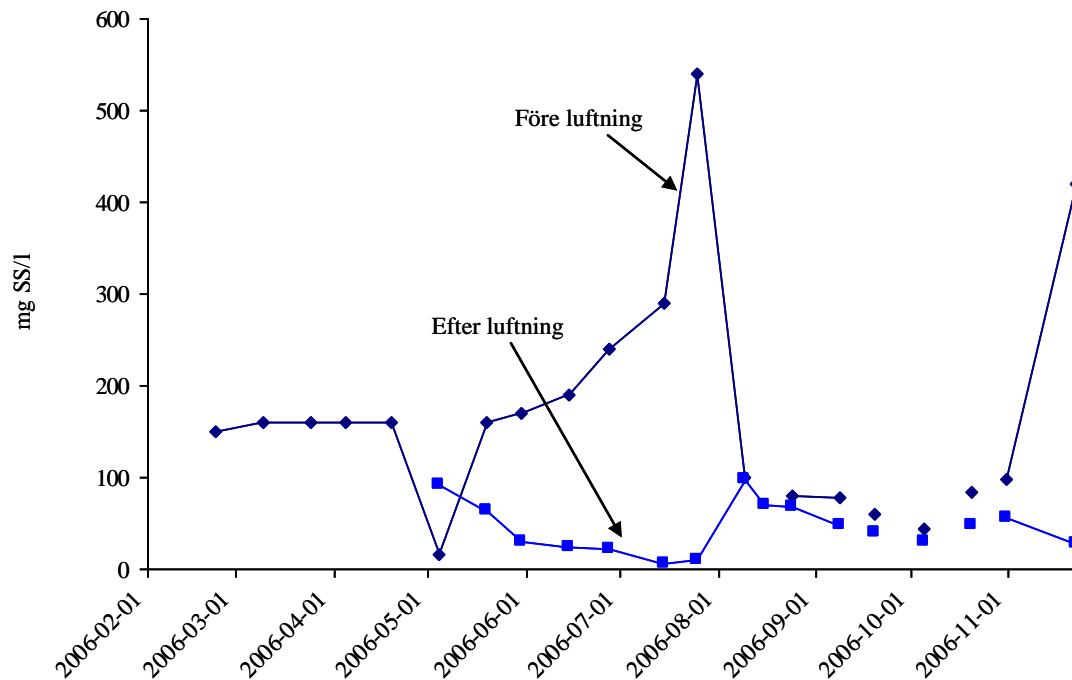
Järnreduktionen förefaller ha varit bra i den luftade dammen under 2006, liksom reduktionen av suspenderat material (figur 19 och 20). Övriga metallhalter analyserades endast en gång under år 2006 och därför är det svårt att säga något annat än att de befann sig i ungefär samma storleksordning som året innan. Halterna av BOD₇ från detta år visas i figur 21. Där verkar reduktionen ha varit som störst under sommaren, då även de högsta halterna av BOD₇ uppmättes i det inkommande lakvattnet. Resten av året var de utgående halterna av BOD₇ oftast högre än de inkommande. Reduktionen av TOC visade sig ha varit bra i den luftade dammen även detta år.



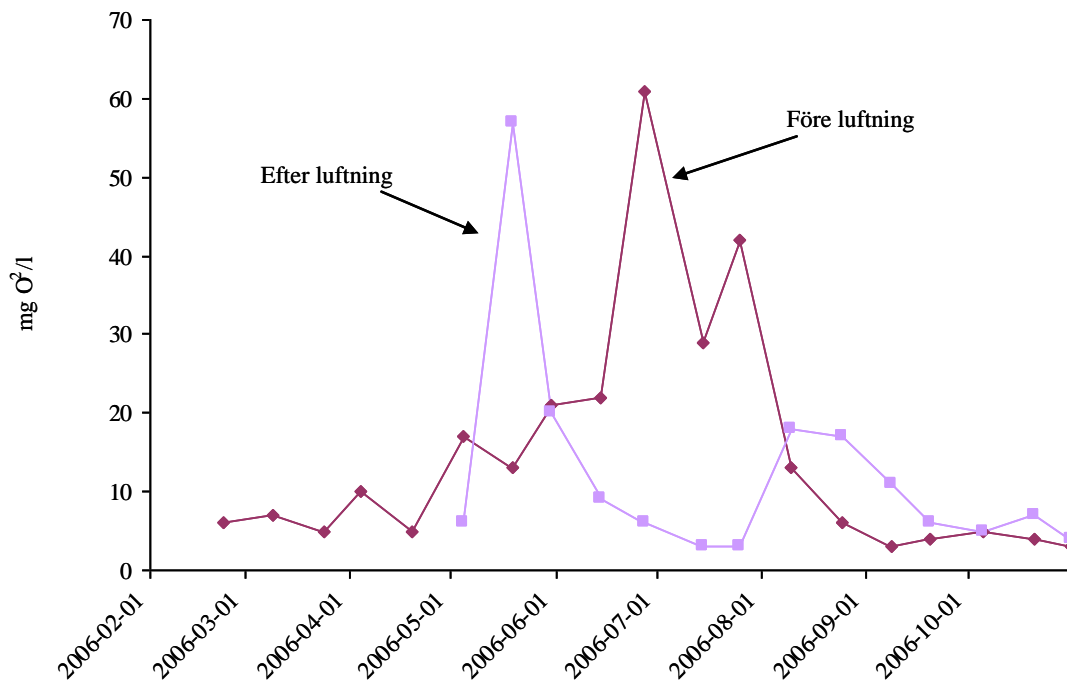
Figur 18. Totalfosfor före respektive efter luftning 2006.



Figur 19. Järn före respektive efter luftning 2006.



Figur 20. Suspenderat material före respektive efter luftning 2006.

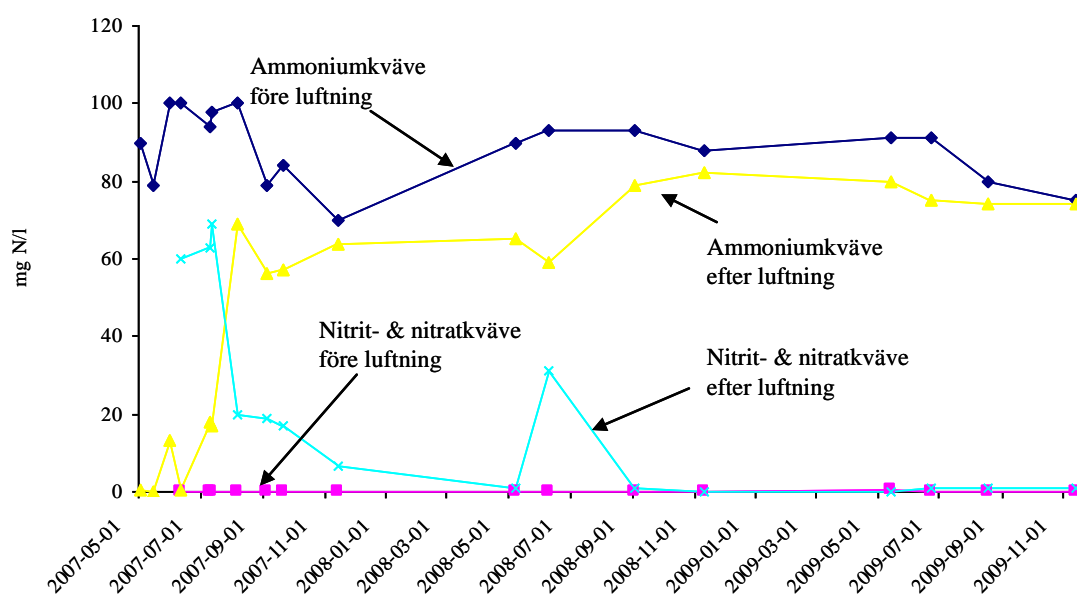


Figur 21. BOD₇ före respektive efter luftning 2006.

Markbädden var avstängd under året på grund av risken för igenpluggningen som omtalades i avsnitt 5.1. Inget lakvatten kunde därför släppas till recipienten. Därmed skickades allt lakvatten, förutom de cirka 5 000 m³ lakvatten som beskickades salixodlingen, till Hallsbergs avloppsreningsverk via marknätet. Detta motsvarar ungefär 26 000 m³ lakvatten (Jensen, 2007a).

Då miljökontoret på Hallsbergs kommun år 2007 tog över tillsynen av anläggningen beslutades att provtagningen endast skulle ske fyra gånger per år. Det var även då det bestämdes att markbädden skulle tas ur bruk för gott. Den sågs inte längre som ett alternativ eftersom den luftade dammen inte gav tillräcklig rening (Uhlan, 2010, muntlig referens). Från och med 2007 kunde därför inget lakvatten släppas till recipienten.

Eftersom antalet analysresultat ansågs för få för att reningsgraden skulle kunna bedömas separat för varje år, slogs analysresultaten från de nästkommande åren ihop och redovisas tillsammans i diagrammen som följer. I figur 22 redovisas analysresultaten av ammonium- och nitratkväve före respektive efter luftningen under åren 2007-2009.



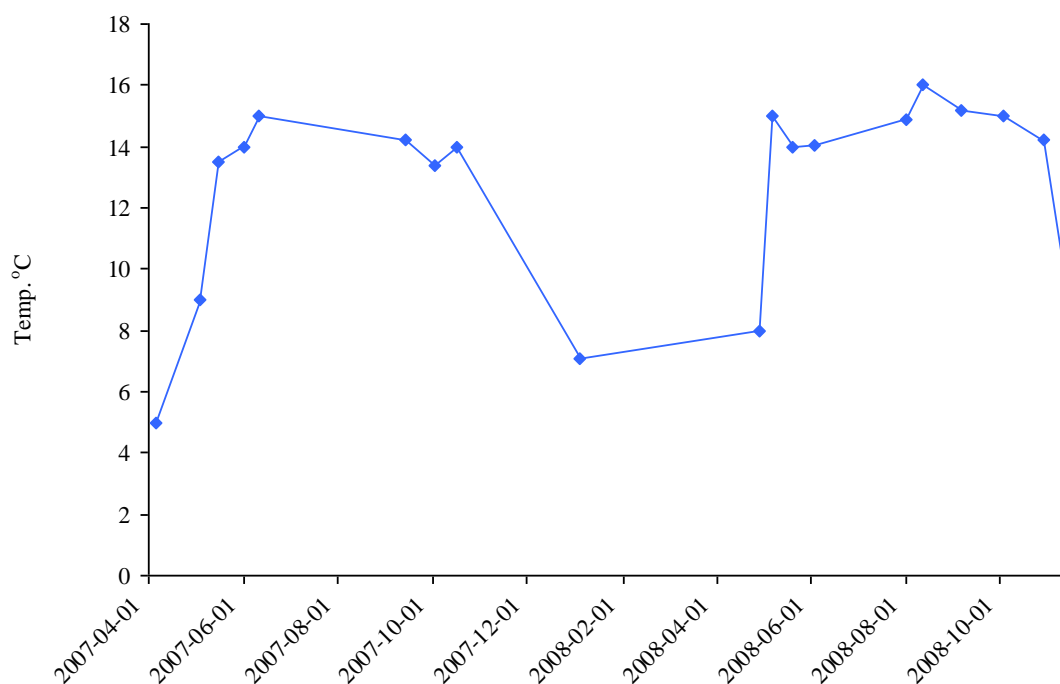
Figur 22. Ammonium- och nitratkväve före respektive efter luftning 2007-2009.

År 2007 inleddes inpumpningen av lakvatten till behandlingsanläggningen i slutet på maj. Då hade nitrifikationsprocessen i den luftade dammen fått ny fart efter att slam tillförts tidigare under månaden. Samtidigt påbörjades även bevattningen av salixodlingen (VA-Ingengörerna AB, 2008). Nitrifikationen fungerade bra fram till och med mitten på juli, då den började minska på nytt. Ammoniumhalterna steg således, vilket kan ses i figur 22. Nytt slam ympades i augusti och september för att hjälpa upp processen, men den verkade inte riktigt vilja komma igång igen. Inpumpningen till anläggningen stängdes sedan av i början av november 2007 (VA-Ingengörerna AB, 2008).

Under 2008 pumpades vatten till behandlingsanläggningen från och med sista februari fram till slutet av oktober (VA-Ingengörerna, 2009), men någon större nitrifikation verkar inte ha förekommit om man granskar analysresultaten av ammonium- och nitratkväve från detta år som visas i figur 22. En ökning av nitrathalten kan ses i mitten på juni, men eftersom det endast finns fyra analysresultat från detta år är det svårt att säga hur länge denna eventuella nitrifikation pågick. Ammoniumhalterna sjunker inte så mycket under perioden, varför det kanske är mer troligt att detta enda mätvärde är ett resultat av ett mätfel. Under 2009 verkar ingen nitrifikation ha förekommit i den

luftade dammen (figur 22). Detta kan bero på att den luftade dammen tömdes på slam i maj 2009 (VA-Ingenjörerna AB, 2010) och att det därefter beslutades om att slamtillförseln från reningsverket skulle upphöra. Slammet bedömdes ändå inte ha någon verkan då nitrifikation endast ägde rum vid mycket höga temperaturer, utan ansågs bara ställa till problem (Uhlan, 2010, muntlig referens).

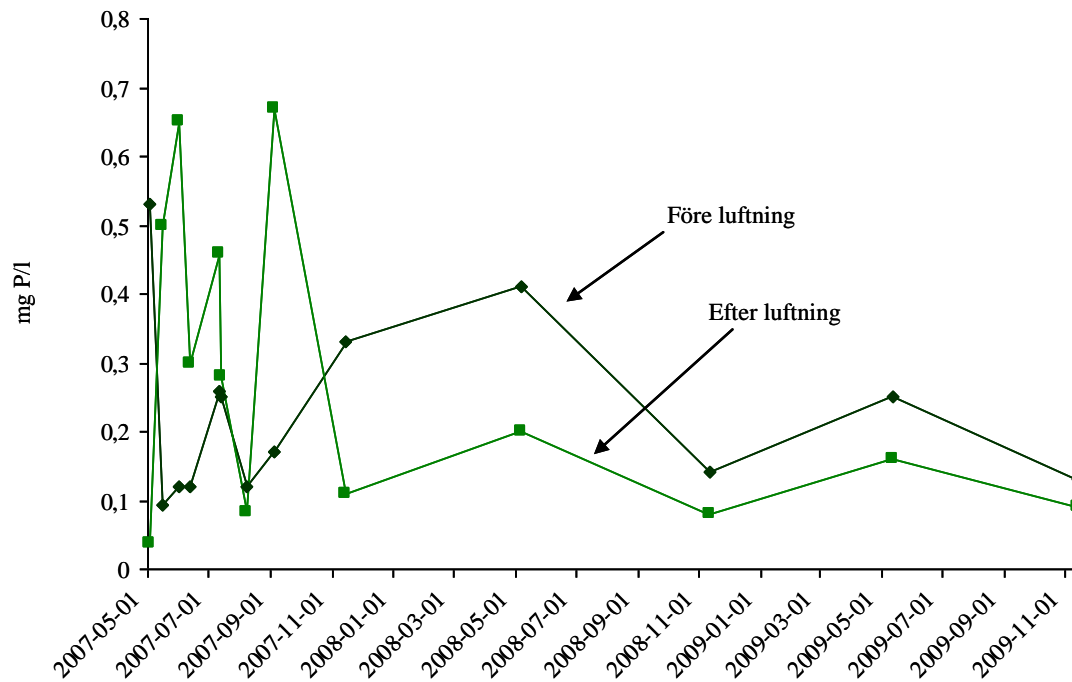
Temperaturförhållandena (figur 23) förefaller ha varit fördelaktiga för nitrifikation åtminstone under större delen av 2007 och 2008 och syrehalterna understeg aldrig 5 mg/l under perioden, vilket enligt Jensen (2006) ska vara tillräckligt för nitrifikation. För 2009 fanns varken temperaturdata eller syrehalter angivna. Vattnet i den luftade dammen hade ett pH som låg mellan 7 och 8 under hela mätserien.



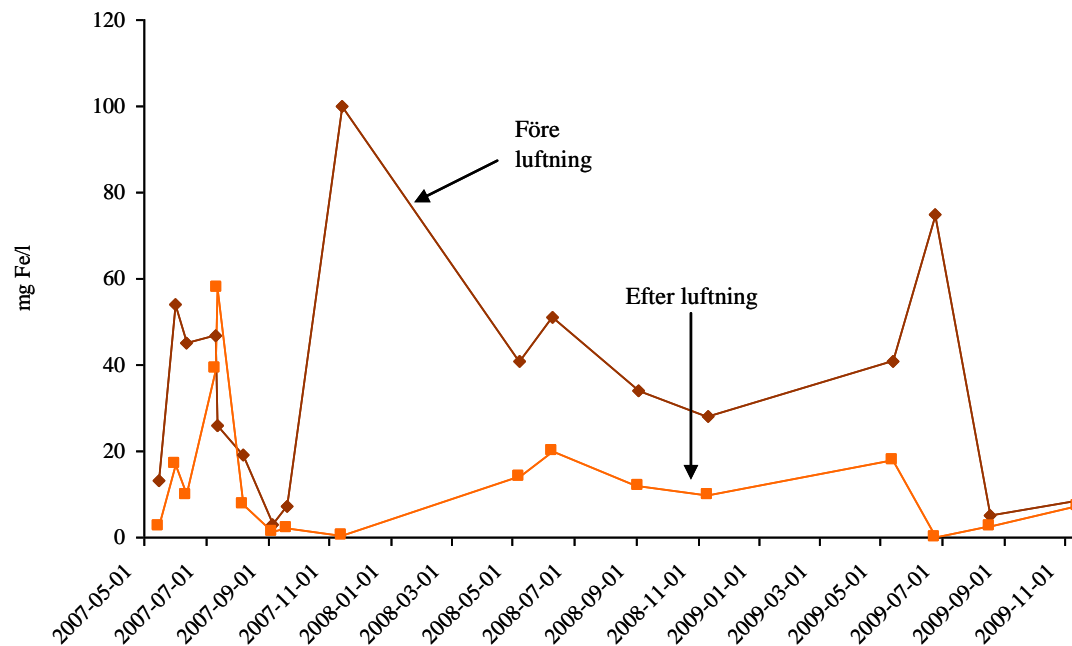
Figur 23. Temperaturförhållandena i det inkommande lakvattnet 2007-2008².

I figur 24 redovisas halterna av totalfosfor i den luftade dammen. Här kan topparna efter slamtillförseln under år 2007 tydligt urskiljas, vilka skedde i maj, augusti och september. Totalfosforhalterna i inkommande vatten är fortsatt låga.

² Fanns inga temperaturdata för 2009



Figur 24. Totalfosfor före respektive efter luftning 2007-2009.

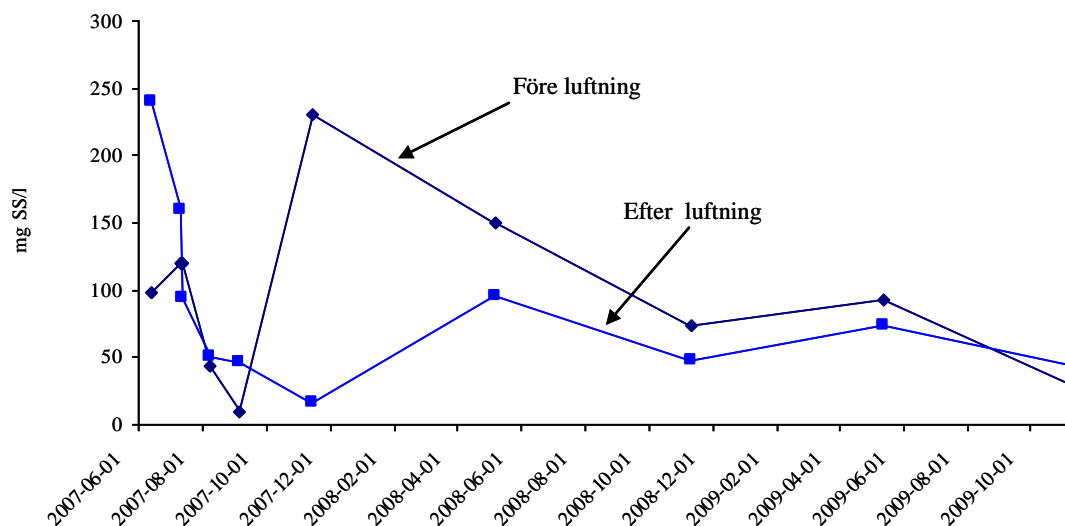


Figur 25. Järn före respektive efter luftning 2007-2009.

Reningen av järn var relativt bra i den luftade dammen även under de här åren, se figur 25. Dock inte riktigt i samma grad som tidigare, men inkommande halter var inte heller i samma storleksordning som under 2005 och 2006. Hur järnhalterna under juli 2007 kan öka efter luftningen är svårt att klarlägga. Övriga metaller visade sig fortsatt låga. Ingen större reduktion verkar heller ha skett av BOD₇ under dessa år, snarare förefaller en ökning av organsikt material ha förekommit i den luftade dammen under 2007,

liksom var fallet år 2005. Resterande år är svårt att säga något om då bara ett fåtal analyser av BOD₇ gjordes.

Analysresultaten från 2007 visar att TOC-halterna i den luftade dammen tycks öka efter luftningen liksom halterna suspenderat material (figur 26). 2008 verkar ingen eller möjligen en liten reduktion av TOC ha förekommit, i likhet med 2009. Halterna suspenderat material mättes bara två gånger under 2008 och 2009, en gång på våren och en gång på hösten, varför det är svårt att säga något specifikt om reningsresultatet. En viss reduktion kan ha förekommit.



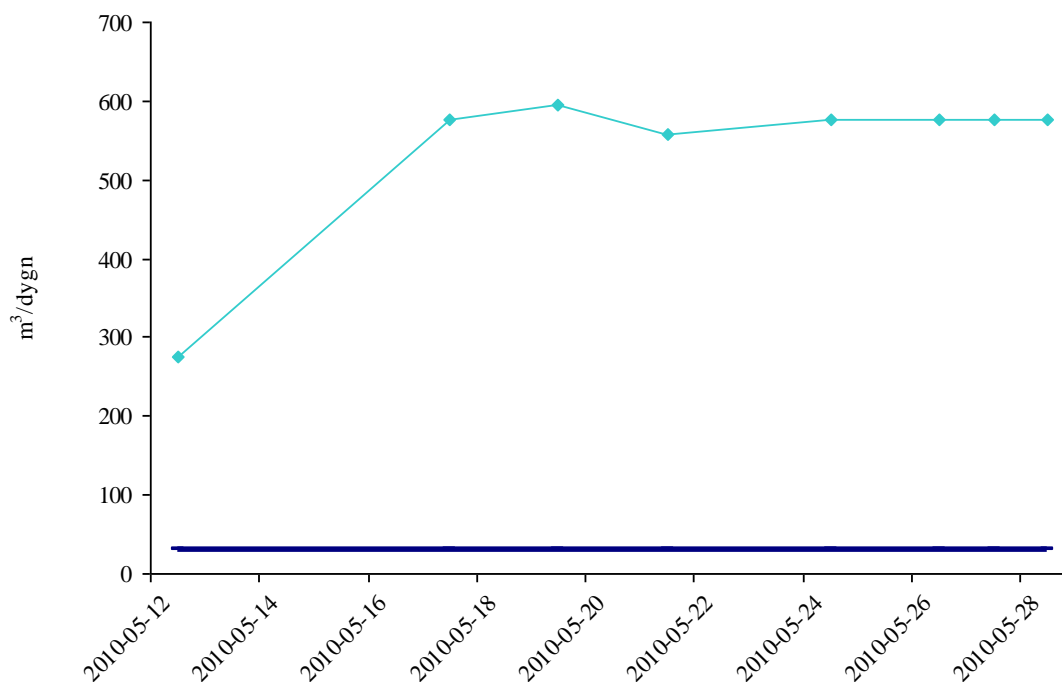
Figur 26. Suspenderat material före respektive efter luftning 2007-2009.

Från deponin flödade under 2007 cirka 75 000 m³ lakvatten. Av dem var det ungefär 23 000 m³ som behandlades i den luftade dammen och som därefter bevattnade salixodlingen (VA-Ingenjörerna AB, 2008). År 2008 kunde hela 64 000 m³ av de nästan 72 000 m³ lakvatten som producerats inom området behandlas i den luftade dammen. Det delvis renade vattnet skickades därefter för att bevattna salixodlingen (VA-Ingenjörerna, 2009). Året efter behandlades lakvatten av nästan lika stora mängder i den luftade dammen och endast ca 7 500 m³ lakvatten skickades då till Hallsbergs avloppsreningsverk (VA-Ingenjörerna AB, 2010).

Kravet på spädning tillsammans med kravet på totalkvävekoncentrationen har medfört att det, även de år då markbädden var igång, var svårt att få släppa det renade lakvattnet till recipienten (Jensen, 2006). Det har hittills endast skett en gång under de år som anläggningar har varit i bruk. Utsläppet till Pryskebäcken var på 1600 m³ och skedde mellan 11 och 20 oktober år 2004 (Hallsbergs kommun, 2005). Medelvärde av totalkvävehalterna uppsteg under perioden för utsläppen till 27 mg/l, vilket vida överskred det provisoriska riktvärde på 15 mg/l (VA-Ingenjörerna AB, 2005). Villkoret för spädning, med en spädning på 15 gånger, uppfylldes emellertid under perioden för utsläppen, då den beräknades till att vara mellan 44-227 gånger utsläppet (Hallsbergs kommun, 2005). Spädning kan annars vara det som begränsar utsläppen till bäcken, då flödet i Pryskebäcken under sommarhalvåret kan vara så lågt att villkoret om spädning inte uppfylls (Jensen, 2005).

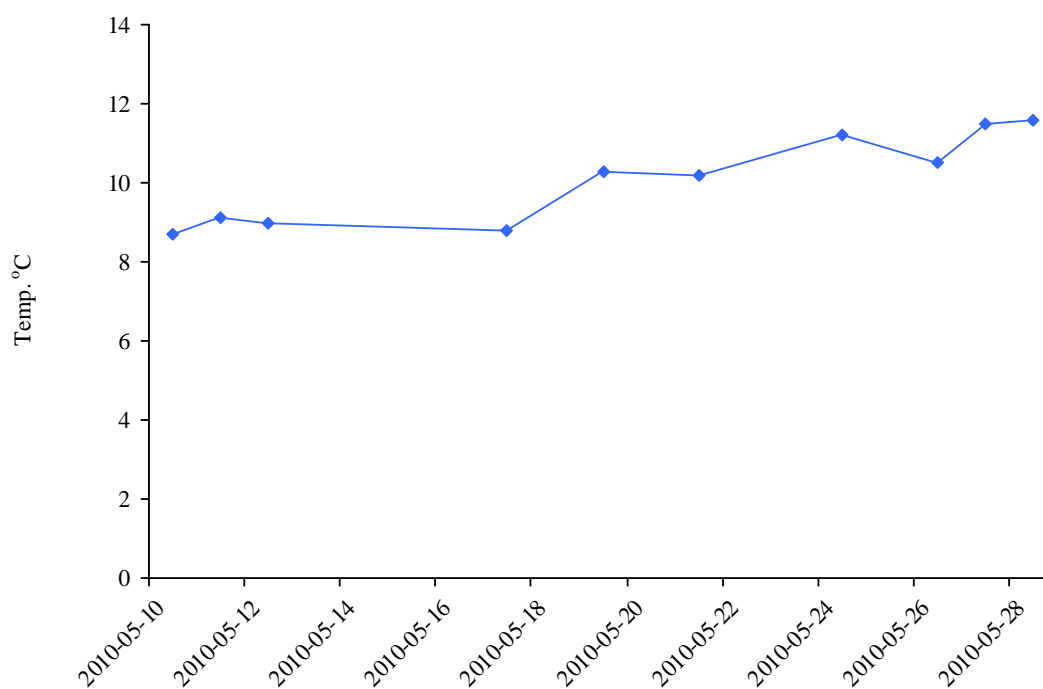
5.3 RESULTAT FRÅN PROVTAGNINGSSERIEN

Här nedan följer de analysresultat som tillhandahållits från den provtagningsserie som utfördes under examensarbetets gång. Alla analysresultat från denna provtagningsserie går även att hitta i bilaga 4.



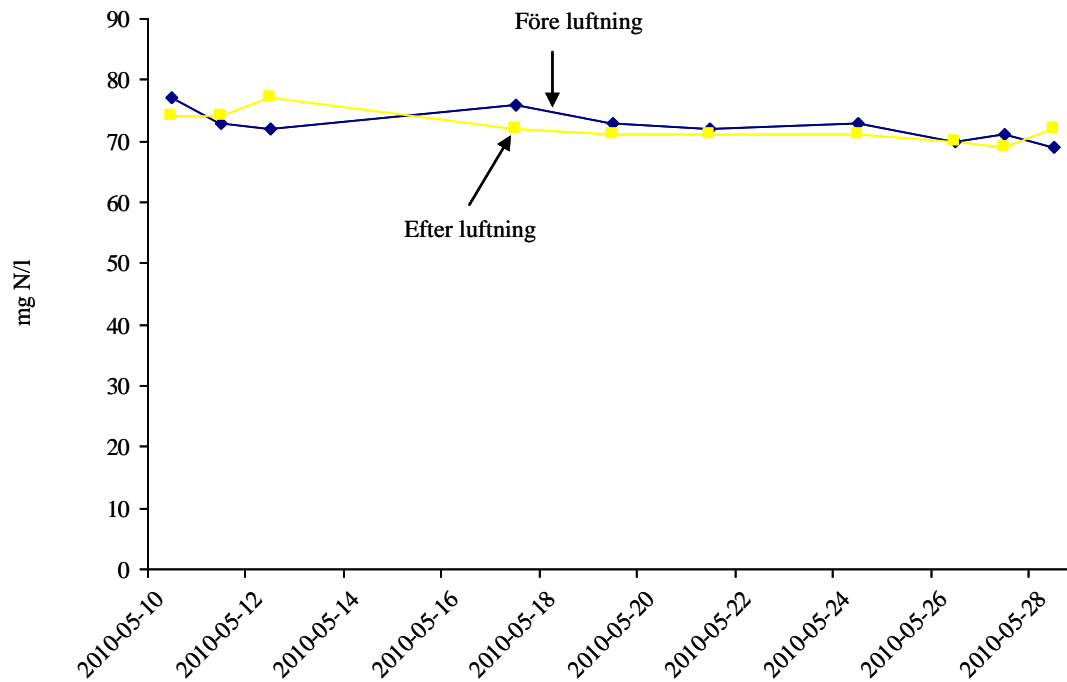
Figur 27. Dygnsflödet in till den luftade dammen under provtagningsserien, det mörkare strecket representerar det dimensionerade flödet på 30 m³/dygn.

Lakvattenflödet in till den luftade dammen under provtagningsserien visas i figur 27, där det jämförs med det dimensionerade flödet på 30 m³/dygn. Som kan ses i figuren är inflödena högt över det dimensionerade flödet under hela provtagningsserien. Detta beräknades i avsnitt 2.3 ge en genomsnittlig uppehållstid på 1,56 dygn i den luftade dammen, vilken är dimensionerad för att hålla en uppehållstid på 15-30 dygn (tabell 3).

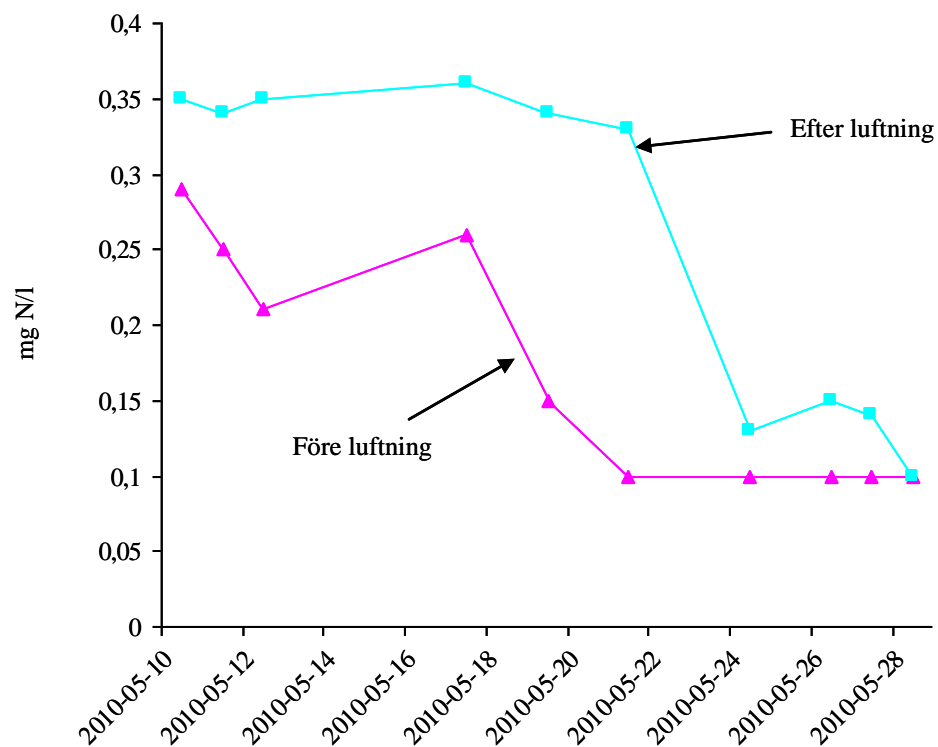


Figur 28. Temperaturförhållandena i det inkommande lakvattnet under provtagningsserien.

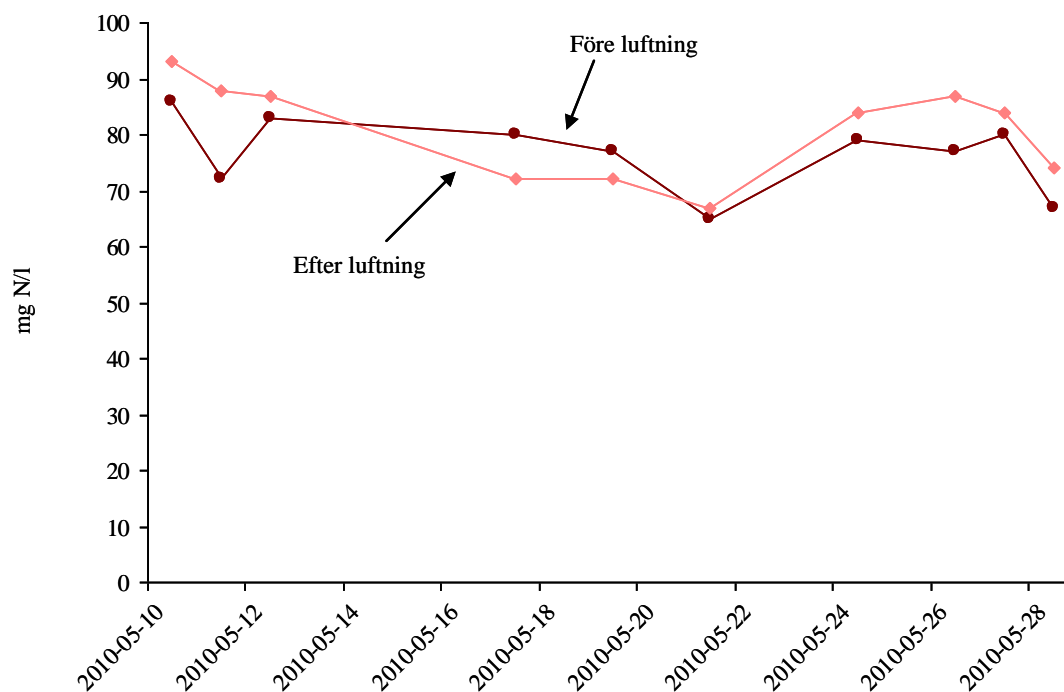
Som kan ses i figur 28 var temperaturen i inflödande vatten till den luftade dammen över 8 °C under hela provtagningsserien. Några syrehalter uppmättes aldrig i den luftade dammen under denna period. Som kan ses i tabell 7, där lakvattensammansättningen visas, ligger pH i inkommande lakvatten mellan 7,2 och 7,9 med både medelvärde och medianvärde på ca 7,5. Lakvattnet är alltså aningen basiskt men utgör enligt Svenskt vatten AB (2007) ideala pH-förhållanden för nitrifikation. Inga tecken på nitrifikation ses dock i figur 29, där ammonium- och nitratkväve före respektive efter luftningen redovisas. Vid en närmare granskning av nitrathalterna före respektive efter luftningen (figur 30) kan åtminstone en antydning till nitrifikation skådas, men den ökning av nitratkväve som kan ses i figuren är ytterst liten. Inte heller någon större reduktion av totalkvävehalterna verkar ha förekommit i den luftade dammen. I figur 31, som visar totalkvävehalterna före respektive efter luftningen under provtagningsserien, kan ses att totalkvävehalterna vid flera tillfällen till och med är högre i utgående vatten än i inkommande.



Figur 29. Ammoniumkväve före respektive efter luftning under provtagningsserien.



Figur 30. Nitralthalterna före respektive efter luftning under provtagningsserien.

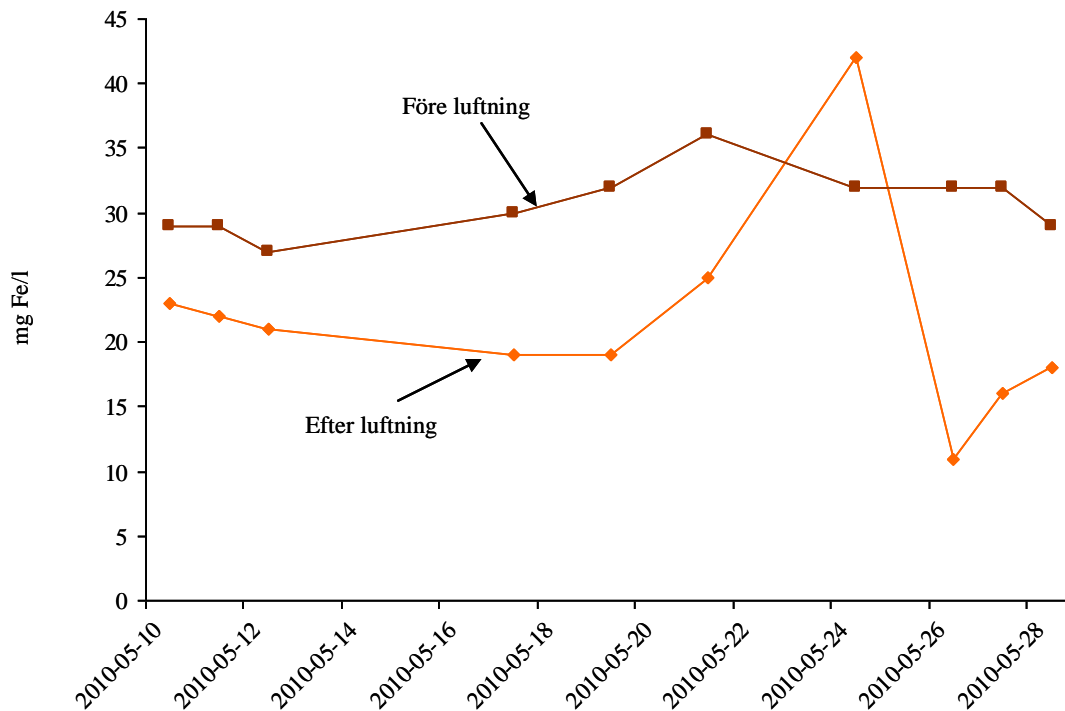


Figur 31. Totalkväve före respektive efter luftning under provtagningsserien.

Informationen om att nitrifierarna endast kan tillgodogöra sig fosfor i form av fosfat, medförde att ytterliggare prover togs, efter att den egentliga provtagningsserien avslutats. Analysresultaten från mätningarna redovisas i tabell 4. Enligt RVF (2000) bör fosforhalten i dammen ligga på omkring 5 mg fosfor per gram kväve. Vilken fosforform som menas tydliggörs dock inte. Om man antar att det är den för nitrifierarna tillgängliga fosfor som avses, vilket borde vara fallet, skulle dessa halter behöva ligga på minst 0,33 mg/l, eftersom totalkvävehalter som lägst går ned till 65 mg/l i inkommande lakvatten detta år. Som kan ses i tabell 4 uppnår varken fosfat- eller totalfosforhalten detta minimumvärde. Det finns således inte tillräckligt med fosfor i det lakvatten som kommer in till den luftade dammen.

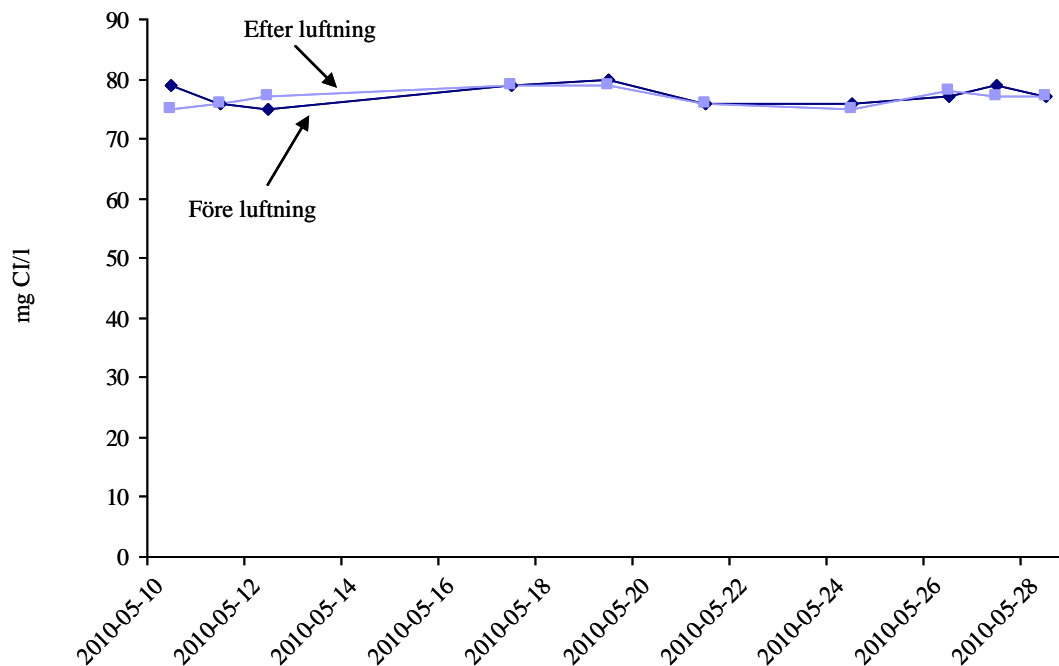
Tabell 4. Analysresultat från fosfat- och totalfosforprovtagningen

Provtagningsdatum	Enhet	PO ₄ ⁻³	Tot-P	Anteckningar
2010-06-10	mg/l	0,028	0,058	Provet togs ur utjämningsmagasinet eftersom AP01, vid tillfället inte fungerade. Den undre detektionsgränsen för analysmetoden går vid 0,05 mg/l.
2010-06-15	mg/l	0,101	0,139	Resterande prover kunde tas ur AP01 som åter var i funktion.
2010-06-16	mg/l	0,116	0,157	
2010-06-28	mg/l	0,127	0,150	
2010-06-29	mg/l	0,123	0,184	



Figur 32. Järn före respektive efter luftning under provtagningsserien.

I figur 32 redovisas järnhalterna under provtagningsserien. Ingen större järnreduktion förefaller ha ägt rum i den luftade dammen under provtagningsserien. Inte heller tycks någon ansenlig kloridreduktion (figur 33) eller reduktion av BOD₇ och COD_{Cr} ha förekommit under provtagningsserien.



Figur 33. Klorider före respektive efter luftning under provtagningsserien.

5.4 DEPONINS STATUS

Nedan jämförs sammansättningen i Vissbergas lakvatten med sammansättningen hos andra lakvatten som påträffats i litteraturen (tabell 6). I tabell 5 redovisas en statistisk hantering av de analysresultat som erhållits av det inkommande lakvattnet till behandlingsanläggningen under åren 2005-2009. Dessa halter får i detta examensarbete representera Vissbergas lakvattensammansättning. Inga analysresultat har hittats från tidigare år. Eventuella skillnader mellan median- och medelvärden beror på enstaka avvikande mätvärden som höjer eller sänker medelvärdet. Medianvärdet ger då ett mer representativt värde.

Tabell 5. Sammansättningen i Vissbergas inkommande lakvatten, 2005-2009

Parameter	Enhet	Min	Max	Medel	Median	RSD(%)	Antal obs.
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	mg/l	26	120	89	92	17	60
$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	mg/l	0,1	23	0,6	0,1	523	53
Tot-N	mg/l	28	200	114	115	24	56
Tot-P	mg/l	0,018	1,8	0,3	0,25	95	53
TOC	mg/l	3	250	76	55	69	53
BOD₇	mg O ₂ /l	3	61	15	13	85	44
SS	mg/l	10	540	173	160	68	48
Cd	mg/l	<0,0001	0,1	0,009	0,0001	310	12
Cr	mg/l	0,0055	0,19	0,032	0,01	161	12
Cu	mg/l	0,001	0,02	0,007	0,0054	92	12
Fe	mg/l	3,1	200	67	56	73	55
Hg	mg/l	<0,0001	0,00043	0,00013	0,0001	9,53E-05	12
Ni	mg/l	0,001	0,05	0,012	0,0058	146	12
Pb	mg/l	<0,0005	0,1	0,018	0,0011	215	12
Zn	mg/l	0,0088	0,082	0,044	0,043	57	12
pH	-	6,7	8,3	7,1	7	5	56
Alkalinitet	mg HCO ₃ ⁻ /l	460	1600	1308	1400	20	45
Konduktivitet	mS/m	120	250	205	207	14	46

Vid jämförelse mellan analysresultaten av Vissbergas lakvatten från åren 2005-2009 och värdena i tabell 6 kan konstateras att halterna av kväve, i alla dess former, är ganska låga i Vissbergas lakvatten. Totalfosforhalterna är också relativt låga liksom koncentrationerna av totalt organiskt kol, TOC. Måttliga halter av lättnedbrytbart organiskt material, BOD₇, verkar förekomma i lakvattnet, medan halterna suspenderat material, SS, och järn är betydligt högre än normalt. Övriga metaller håller sig i ungefär samma storleksordning som i tabell 6.

Lakvattnet som kommer in till Vissbergas behandlingsanläggning är i medel neutralt. I de jämförande lakvattnen från litteraturen är medelvärdet för pH något högre men det håller sig inom i princip samma gränser. Alkaliniteten i Vissbergas lakvatten är endast måttlig i jämförelse med dessa och konduktiviteten kommer inte ens upp i närheten av det lägsta uppmätta värdet för konduktivitet i de lakvatten som presenterats i litteraturen. De jämförande totalkvävekoncentrationerna i tabell 6 är framräknade enligt Kjeldahl-kväve, där de olika kväveformerna i lakvattnet analyserats för sig och sedan summerats. Halterna totalkväve från Vissberga är däremot uppmätta halter, varför dessa värden inte är helt jämförbara.

Tabell 6. En del av sammansättningen hos de lakvatten som karaktäriserats i litteraturen, värdena går även att finna i bilaga 5 i Öman m. fl. (2000b)

Parameter	Enhet	Min	Max	Medel	Median	RSD(%)	Antal obs.
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	93	870	370	230	71	11
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	mg/l	*	35	6,7	2	160	11
Tot-N	mg/l	98	860	360	240	74	12
Tot-P	mg/l	0,16	4	1,3	0,66	88	11
TOC	mg/l	52	490	260	320	56	11
BOD ₇	mg O ₂ /l	4	110	28	13	110	10
SS	mg/l	9	210	53	26	110	10
Cd	mg/l	*	0,0014	0,0003	0,0002	128	13
Cr	mg/l	0,0015	0,045	0,017	0,0097	94	13
Cu	mg/l	0,0058	0,080	0,022	0,012	90	14
Fe	mg/l	0,2	43	7,2	3,1	150	14
Hg	mg/l	*	0,0001	0,000029	0,000022	119	14
Ni	mg/l	0,0098	0,091	0,030	0,022	73	14
Pb	mg/l	*	0,015	0,0049	0,0038	88	14
Zn	mg/l	0,016	0,340	0,063	0,046	128	14
pH	-	6,4	8,5	7,5	7,5	7	11
Alkalinitet	mg HCO ₃ ⁻ /l	300	5100	2800	3000	61	6
Konduktivitet	mS/m	490	2730	1210	913	60	6
COD _{Cr}	mg O ₂ /l	250	1300	760	900	46	11
BOD/COD	-	0,0	0,14	0,04	0,02	106	13
Cl ⁻	mg/l	360	4900	1730	870	89	11

* Ämnet eller parametern har analyserats men har ej varit detekterbar

I tabell 7 redovisas en statistisk hantering av analysresultaten av det under provtagningsserien inkommande lakvattnet till behandlingsanläggningen. Dessa halter representerar Vissbergas lakvattensammansättning under perioden. Vid jämförelse med tidigare år tycks inga större förändringar i lakvattensammansättningen ha skett. Somliga halter verkar lägre än tidigare år om man tittar till medel-, median- och maxvärden. Men samtidigt är halterna inte lika utspridda som tidigare, vilket kan bero på att provtagningsserien pågick under tre veckors tid medan de jämförande värdena togs under fyra år.

Tabell 7. Sammansättningen i Vissbergas inkommande lakvatten under provtagningsserien

Parameter	Enhet	Min	Max	Medel	Median	RSD(%)	Antalet obs.
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	69	77	73	73	3,4	10
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	0,1	0,3	0,17	0,13	47,2	10
Tot-N	mg/l	65	86	77	78	8,8	10
Tot-P	mg/l	0,11	0,18	0,15	0,15	14,9	10
COD _{Cr}	mg O ₂ /l	110	130	120	120	3,9	10
BOD ₇	mg O ₂ /l	3	7	5	5	25,2	10
BOD/COD	-	0,025	0,058	0,042	0,044	24,8	10
Fe	mg/l	27	36	31	31	8,2	10
pH	-	7,2	7,9	7,5	7,5	2,8	10
Alkalinitet	mg HCO ₃ ⁻ /l	1000	1200	1150	1200	6,1	10
Cl ⁻	mg/l	75	80	77,4	77	2,2	10

I provtagningsserien mättes även halterna COD_{Cr}. Analysen är utförd enligt dikromatmetoden, varför den har ”Cr” som index. Denna analys kan vara känslig för störningar, framförallt från klorider (Öman m. fl., 2000a). Därför har även kloridhalterna analyserats under provtagningsserien. Vissbergas lakvattnet har tidigare inte analyserats med avseende på COD_{Cr} och klorider, åtminstone inte i samma omfattning, varför dessa parametrar inte var med i den tidigare jämförelsen. De jämförs istället här med värdena i tabell 6. Eftersom COD_{Cr}-halterna nu är uppmätta kan även kvoten BOD/COD nu jämföras med de i litteraturen karakteriserade lakvattnen.

Som kan ses i tabellerna ovan är COD_{Cr}-halterna mycket lägre i Vissbergas lakvatten. Jämförelsen mellan kvoterna BOD/COD tyder på att det även finns en större andel lättnedbrytbart organiskt material i lakvattnet från Vissberga än vad som finns i majoriteten av de jämförande lakvattnen från litteraturen. Men kvoten måste ändå betraktas som låg. Kloridhalterna ligger också dem långt under de jämförande värdena i tabell 6.

Deponins relativt höga ålder, det neutrala pH-värdet och de låga halterna av fosfor och tungmetaller i det inkommande lakvattnet tyder på att deponin i nuläget befinner sig i metanfasen. Det skulle även förklara den relativt låga BOD/COD-kvoten som beror av det relativt låga BOD₇-värdet i Vissbergas lakvatten. I metanfasen har det mesta av det lättnedbrytbara organiska materialet redan hunnit brutits ned i de anaeroba förhållandena inne i deponin (Morling, 2009), varför kvoten BOD/COD blir låg liksom BOD₇-halterna.

Att Vissbergas kvävehalter var låga i jämförelse med de metanogena lakvattnen i tabell 6 behöver inte nödvändigtvis betyda att lakvattnet från Vissberga inte också är metanogent. Ammoniumhalterna i det till behandlingsanläggningen inkommande lakvattnet utgör oftast upp mot 90% av totalkväveinnehållet i lakvattnet, vilket enligt Morling (2002) kännetecknar den metanogena nedbrytningsfasen.

5.5 RESULTAT FRÅN INTERVJUSTUDIEN

Helena Hasselquist, vid miljöskyddsmyndigheten på länsstyrelsen i Örebro län, tror att kraven kommer att inrikta sig till att få bort lakvattnet från avloppsreningsverken eftersom större krav kommer att ställas på REVAQ-certifiering av slam inom en snar framtid. För att uppnå detta kan avloppsreningsverken inte ta emot lakvatten, dels på grund av lakvattnets metallinnehåll, dels eftersom man inte vet vad som kan förekomma i lakvattnet. Olika föroreningar kan komma från olika lager i deponin så det går inte att kontrollera vilka föroreningar som kommer till reningsverket, menar Helena Hasselquist. Hon tror även att krav kommer att ställas på utveckling av lakvattenbehandlingsanläggningar, eventuellt att krav på att ett minireningsverk där endast lakvatten behandlas ska byggas lokalt.

Att lakvattnet måste bort från avloppsreningsverken håller Britt Halling, på miljöskyddsmyndigheten i Västmanlands län, helt med om. Det förberedande arbetet för att uppnå detta har, enligt henne, redan inletts i Västmanlands län. Vilken behandlingsmetod som istället skulle användas för rening beror helt och hållet på hur lakvattensammansättningen ser ut och är olika från deponi till deponi. Det är därför svårt att förutspå något krav på någon speciell behandlingsmetod, menar Britt Halling.

Miljöskyddsinspektören Bernt Forsberg vid Uppsala kommun tyckte det var svårt att spekulera om några specifika krav. Enligt honom går inget lakvatten inom kommunen till något avloppsreningsverk. Uppsamling och behandling av lakvatten sker endast från den största deponin inom Uppsala kommun där bland annat farligt avfall har deponerats. Lakvattnet från de mindre deponierna går i huvudsak direkt till dagvattenledningen. Bernt Forsberg berättade även att man i Uppsala kommun har bränt sina sopor sedan 60-talet och därför inte har så många deponier med hushållsavfall.

Erika Nygren på Naturvårdsverket upplyser om att de krav som nu finns beträffande behandling av lakvatten är att hänsynsreglerna i Miljöbalkens andra kapitel följs. Det finns även krav på att ett egenkontrollprogram ska tas fram för varje enskild lakvattenbehandlingsanläggning samt att provtagningar och mätningar utförs i överensstämmelse med detta egenkontrollprogram. Krav på behandlingsmetod måste ske i tillståndet för varje individuell behandlingsanläggning eftersom förhållandena och lakvattensammansättning varierar mellan olika deponier. Även specifika villkor som till exempel vilka parametrar som måste renas bestäms utifrån varje enskild deponi och dess recipient. Enligt Erika Nygren kommer den forskning som nu pågår om organiska riskämnen bidra till en ökad kunskap om vilka ämnen som bör renas och vilken behandlingsmetod som är bäst lämpad för denna rening. Den nya forskningen kommer förmodligen även bidra till att fler villkor ställs i tillståndet till behandlingsanläggningen.

På frågan om man ska försöka få bort lakvattenreningen från de lokala avloppsreningsverken svarar Erika Nygren att några sådana krav inte kommer att ställas men att lakvattenreningen i första hand ska ske i en lokal behandlingsanläggning där det renade vattnet skickas till recipient. I andra hand kan en förbehandling ske innan det skickas till ett avloppsreningsverk. Om lakvattnet förbehandlas innan det når avloppsreningsverket är en certifiering av slammet fortfarande möjlig. Avloppsreningsverken är inte byggda för behandling av lakvatten, varför en direkt mottagning av lakvatten skulle medföra problem. Om den mikrobiologiska reningen kunde ta skada av lakvattnet vågade hon inte svara på men det finns en risk för det trodde hon.

6 DISKUSSION

6.1 VISSBERGA LAKVATTENBEHANDLING

Från resultaten kan tydas att många av de problem som uppstått under driften av Vissberga lakvattenbehandling har sin grund i de höga lakvattenflödena in till anläggningen. Behandlingsanläggningen och framförallt den luftade dammen blir därmed överbelastad. Lakvattnet flödar snabbare mellan inlopp och utlopp och uppehållstiden blir betydligt kortare. Den kortare uppehållstiden i den luftade dammen påverkar de nitrifierande bakterierna som inte får tillräcklig tid att tillväxa. Troligen förkortades uppehållstiden i den luftade dammen ytterligare då skiljeväggen som skärmade av inloppet från utloppet togs bort. De höga flödena i den luftade dammen försvårar även sedimentationen av suspenderat material, bestående av bland annat slam och metallhydroxider, varför detta följer med lakvattnet och sätter igen bevattningssystem och ledningar. Många bakterier följer förmodligen också med lakvattnet ut ur den luftade dammen eftersom sedimentationen är liten och ingen slamrecirkulation förekommer.

Av allt att döma överbelastas behandlingsanläggningen på grund av att felaktiga uppskattningar av lakvattenflödena gjordes under dess planeringsstadium. Eftersom en ökning av lakvattenflödena i den utsträckningen inte ses som trolig. Sannolikt underskattades nettonederbörden över området och kapaciteten för den pump som pumpade lakvattnet till reningsverket är troligtvis felberäknad. Behandlingsanläggningen dimensionerades efter dessa uppskattningar och blev således feldimensionerad redan från början. Under de år behandlingsanläggningen har varit i drift har problemen med reningen spåtts på då en del obetänksamma åtgärder gjorts, men det huvudsakliga problemet tycks ändå vara de höga lakvattenflödena in i behandlingsanläggningen.

En utvidgning av utjämningsmagasinet skulle möjligen kunna förbättra reningen i den befintliga behandlingsanläggningen eftersom det skulle dämpa flödena. I detta examensarbete är dock inte storleken av det totala lakvattenflödet utredd. Flödena i de diagram som presenterats tidigare i rapporten visar endast det lakvatten som pumpats in till den luftade dammen. Därför är det svårt att säga om en utvidgning av utjämningsmagasinet skulle vara tillräcklig. Lakvatten skulle antagligen fortfarande behöva skickas till det kommunala avloppsreningsverket, åtminstone då de riktiga toppflödena inträffar, som till exempel efter snösmältning och kraftiga långvariga regn. Ett annat förslag vore att endast pumpa in den mängd vatten till anläggningen som den luftade dammen kan ta hand om och skicka resten till avloppsreningsverket. Båda dessa lösningar innebär en fortsatt beskickning av lakvatten till avloppsreningsverket och ses inte som några långsiktiga lösningar då problemet bara flyttas till en annan plats.

6.2 DEPONINS STATUS

Analysresultaten av det inkommande lakvattnet till behandlingsanläggningen tyder på att lakvattnet från Vissberga deponi är metanogent. Detta innebär att deponin befinner sig i den metanogena fasen. Namnet kommer av att lättnedbrytbart organiskt material bryts ned i de anaeroba förhållandena som råder i deponin under denna fas och bildar metangas och koldioxid. Eftersom detta är den näst sista fasen och få deponier hittills inträtt den sista fasen, den så kallade humusfasen, är det svårt att förutspå vilka förändringar som kommer att ske i Vissbergas lakvattensammansättning och när denna

förändring skulle kunna ta sin början. Men eftersom metanfasen kan pågå i sekel kommer troligen denna förändring att dröja.

6.3 INTERVJUSTUDIEN

Att inga generella krav kan ställas på en specifik behandlingsmetod står klart efter intervjustudien. Eftersom lakvattensammansättningen och förhållandena på deponin skiljer sig mellan olika deponier måste behandlingsmetoden väljas enskilt för varje deponi. Desamma gäller valet av parametrar som ska renas och valet av villkor i tillståndet. Vilken behandlingsmetod som väljs bygger bland annat på dessa båda val.

Inga krav kommer att ställas på att få bort lakvattnet från avloppsreningsverken, dock bör lakvattnet först genomgå en förbehandling för att inte reningsprocesserna i avloppsreningsverket ska ta skada och för att avloppsslammet ska kunna certifieras enligt REVAQ. På Hallsbergs avloppsreningsverk finns i nuläget ingen förbehandling av lakvattnet. Om beslut fattas om en fortsatt tillförsel av lakvatten till avloppsreningsverket bör därför en förbehandlingsanläggning installeras.

I intervjustudien kom även fram att den forskning som nu pågår kan leda till bättre kunskap om vilka parametrar som bör renas och vilken behandlingsmetod som då bör användas. Därför kan det nog vara klokt att vänta med beslut av åtgärd tills den nya forskningen blir publicerad.

7 SLUTSATS

Felbedömningar under planeringsstadiet är troligen anledningen till att behandlingsanläggningen inte fungerar som planerat. De höga lakvattenflödena in till anläggningen stör den biologiska reningen samtidigt som partiklarna i vattnet inte hinner sedimentera. Ett förslag på åtgärd är en utvidgning av utjämningsmagasinet för att minska flödena in till anläggningen. Ett annat förslag är att endast pumpa in det vatten till behandlingsanläggningen som denna kan ta hand om och skicka resten till avloppsreningsverket. Ingen av dessa förslag är någon långsiktig lösning på problemet. I så fall skulle en förbehandlingsanläggning behöva installeras i anslutning till avloppsreningsverket. Ny forskning pågår i dagsläget som kan leda till bättre kunskap om vilka parametrar som bör renas och vilken behandlingsmetod som då bör användas. Därför kan det nog vara klokt att vänta med beslut av åtgärd tills den nya forskningen blir publicerad för att få bästa möjliga behandling av lakvattnet.

I nuläget befinner sig Vissberga deponi i metanfasen. Detta gör det svårt att bedöma vilka förändringar som kommer att ske i lakvattensammansättningen och när dessa skulle kunna tänkas ske. Därför är det även svårt att säga hur länge en viss behandlingsmetod kommer att vara tillräcklig. Metanfasen kan dock pågå i sekel, varför behandlingsanläggningen troligen kommer att behöva bytas ut flera gånger innan någon stor förändring i lakvattensammansättningen sker.

8 REFERENSER

Carlsson, B., Hallin, S., (2003), *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*, VAFORSK, Rapport nr 27. ISSN: 1102-5638.

Cerne, O., Allard, A., Ek, M., Junestedt, C., Svensson, A., (2007), *Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier, kemisk karaktärisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier*, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Hallsbergs kommun, SWECO VIAK AB, Swedish Water Engineering, (2003), *Lakvattenrening Vissberga Hallsbergs kommun*, broschyr, mars 2003.

Hallsbergs kommun, (2005), *Miljörapport 2004, Lakvattenbehandling, Vissberga deponi*, Hallsberg.

Jensen, K., (2005), *Lakvattenrening Vissberga deponi, Prövotidsredovisning, Delrapport 2004*, Hallsbergs kommun, SWECO VIAK AB, Malmö, 2005-03-18 rev. 2005-03-22.

Jensen, K., Linde, L., (2006), *Lakvattenrening Vissberga deponi, Miljöredovisning 2003-2005*, Hallsbergs kommun, SWECO VIAK AB, Malmö, 2006-02-13 rev. 2006-02-16.

Jensen, K., (2007a), *Miljörapport 2006 Vissberga deponi*, Hallsbergs kommun, SWECO VIAK AB, Malmö, 2007-03-22.

Jensen, K., (2007b), *Drift- och miljöstödd Vissberga deponi*, Hallsbergs kommun, Egenkontrollprogram, SWECO VIAK AB, Malmö, 2007-07-05.

Jorild, Å., (2002), *Utformning av Vissberga området*, Hallsbergs kommun, VA-Projekt, Örebro, 2002-02-27.

Miljödepartementet, (2001), *Förordning om deponering av avfall*, Stockholm: Sveriges Riksdag, (2001:512).

Morling, S., (2009), *SBR-technology-use and potential applications for treatment of cold wastewater*, Doctoral thesis in Land and Water Engineering, Stockholm, Sweden 2009.

Naturvårdsverket, (2008), *Lakvatten från deponier*, faktablad 8306.

Pettersson, K., (2008), *Metoder att rena utsläpp vid biobränsletorkning*, Institution för kemiteknik, Lunds Tekniska Högskola, mars 2008.

RVF – Svenska Renhållningsverksföreningen, (2000), *Metoder för lakvattenbehandling*, RVF:s utvecklingsutredning deponering rapport nr 6 2000.

RVF – Svenska Renhållningsverksföreningen, (2001), *Lakvattenrening i luftad damm, markfilter och våtmark*, RVF:s utvecklingssatsning deponering rapport nr 1 2001, ISSN 1403-8617.

Svenskt Vatten AB, (2007), *Avloppsteknik 2 Reningsprocessen*, ISSN nr 1654-5117.

VA-Ingenjörerna AB, (2005), Utlåtande från periodisk besiktning 2005-10-13, Vissberga Lakvattenanläggning, Hallsbergs kommun, Örebro, 2005-12-06.

VA-Ingenjörerna AB, (2008), Miljörapport 2007, Vissberga lakvattenrening, Hallsbergs kommun, 2008-03-12.

VA-Ingenjörerna AB, (2009), Miljörapport 2008 Vissberga lakvattenrening, Hallsbergs kommun, 2009-01-13.

VA-Ingenjörerna AB, (2010), Miljörapport 2009, Vissberga lakvattenrening, Hallsbergs kommun, 2010-02-26.

Viberg, H., (2005), *Lokal lakvattenrening vid Löt avfallsanläggning i Vallentuna*, Examensarbete inom miljö- och hälsoskyddsprogrammet, Institutionen för naturgeografi och kvartärbiologi, Stockholms universitet, RVF:s utvecklingssatsning deponering rapport nr 6 2005, ISSN 1403-8617.

Willert, J., (2000), Lakvattenhantering vid Vissberga deponi, förslag till lokalt behandlingsalternativ, Hallsbergs kommun, VA-Projekt, Stockholm, 00-03-30.

Willert, J., (2001), Pilotförsök för lokal lakvattenbehandling vid Vissberg deponi, Hallsbergs kommun, VA-Projekt, Stockholm, 2001-02-19.

Willert, J., (2002), Tillståndsansökan för lokal lakvattenhantering vid Vissberga deponi, Miljökonsekvensbeskrivning, Hallsbergs kommun, VA-Projekt, 2002-01-24.

Öman, C., Malmberg, M., Wolf-Watz, C., (2000a), *Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*, Slutrapport, B-1353, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, april 2000.

Öman, C., Malmberg, M., Wolf-Watz, C., (2000b), *Handbok för lakvattenbedömning – Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*, B-1354, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, april 2000.

Internetkällor

Naturvårdsverket, *Lagstiftning och vägledning*, Tillgänglig:<<http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Hantering-och-behandling-av-avfall/Deponering-av-avfall/Lagstiftning-och-vagledning>>, (2010-01-10).

Svenskt vatten, *Certifieringssystem för slam*, Tillgänglig:<http://www.svensktvatten.se/web/Certifieringssystem_for_slam.aspx>, (2010-02-05).

Muntliga referenser

Andersson, Maria, (2010), Driftansvarig, VA-enheten, Miljö- och teknikförvaltningen, Hallsbergs kommun, kontakt vid ett flertal tillfällen under våren 2010.

Gunnarsson, Roland, (2010), Pensionerad, tidigare drifansvarig, VA-enheten, Miljö- och teknikförvaltningen, Hallsbergs kommun, kontakt den 28 maj 2010.

Uhlan, Bengt-Olov, (2010), Enhetschef renhållning, Miljö- och teknikförvaltningen, Teknikavdelningen, Hallsbergs kommun, kontakt den 4 juni 2010.

Bygghandlingar

VA-Projekt AB, (2000), Pilotanläggning lakvattenbehandling, Bygghandling, 2000-07-04.

VA-Projekt AB, (2002), Vissberga deponi – lakvatten, Hallsbergs kommun, Bygghandling, 2002-08-06.

Bilaga 1. Pilotförsöket

B1 FÖRSÖKSBESKRIVNING

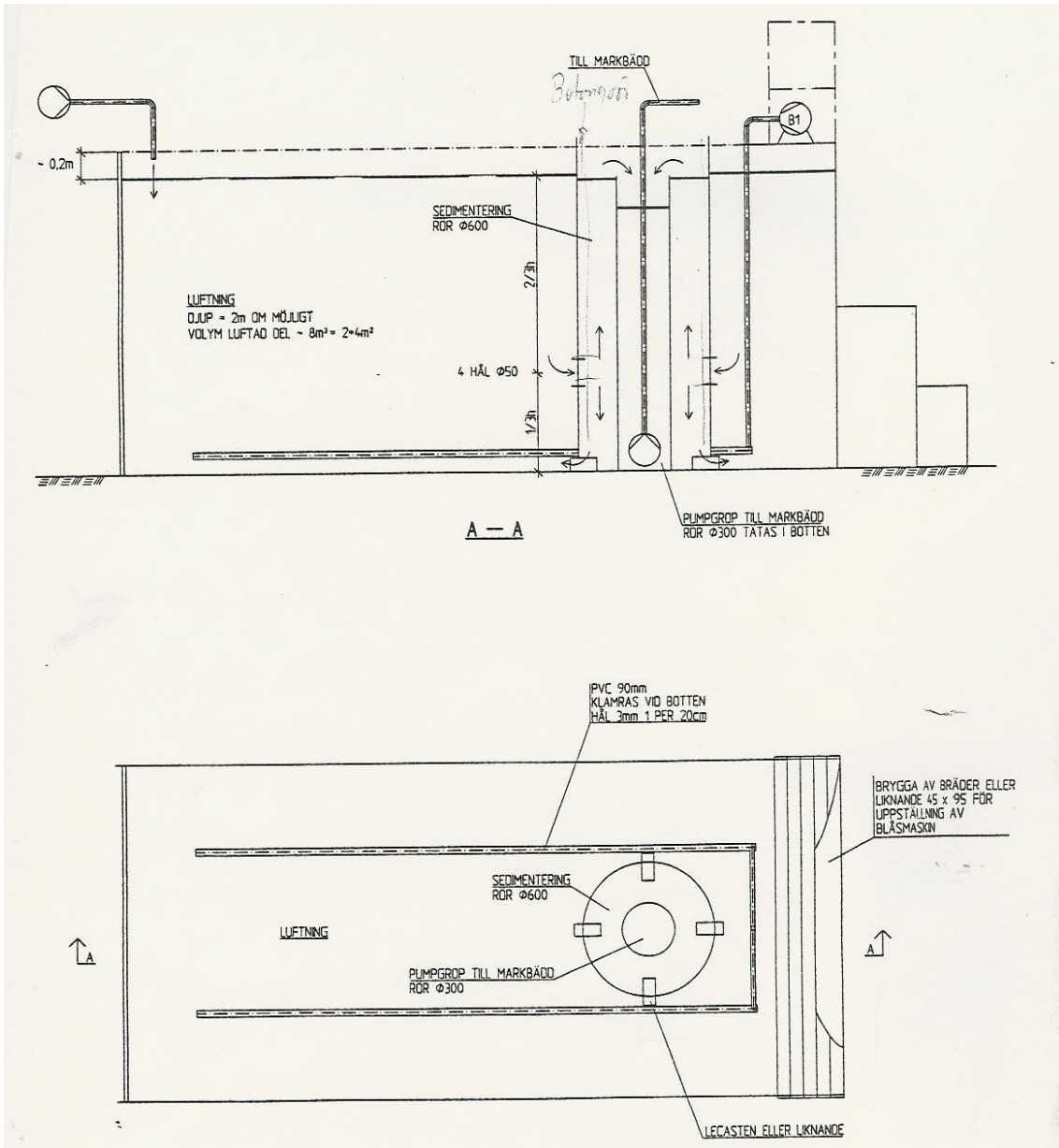
Ett pilotförsök genomfördes under hösten 2000 för att i liten skala undersöka hur väl det föreslagna behandlingsalternativet skulle fungera i verkligheten, men också för att få ett bättre dimensioneringsunderlag inför anläggandet av den verkliga anläggningen.

Försöket utfördes i en ungefärlig skala av 1:100 och bestod av två containrar (Willert, 2001), se figur 7. Den ena med en volym av 8 m³ inrymde luftningsbassäng, sedimentering och pumpgrop (Willert, 2001, bilaga: Funktions- och byggbeskrivning) medan den andra med en yta av 5 m² skulle representera markbädden. Flödet till anläggningen antogs till 10 000 m³ per år och därmed sattes flödet under pilotförsöket till 11 l/h (Willert, 2001).

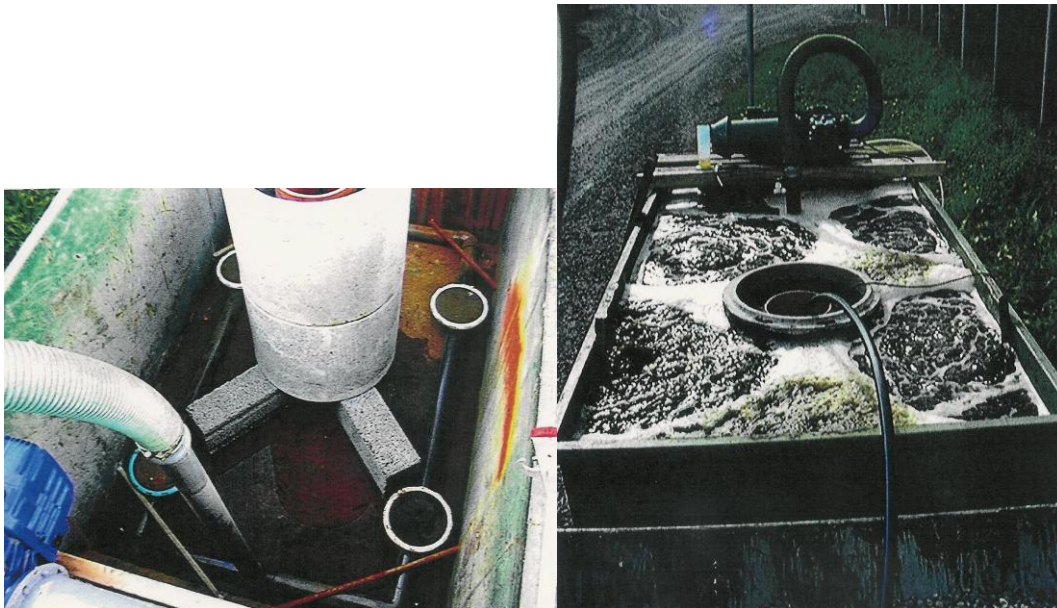


Figur B1. Pilotanläggningen

En lakvattenpump pumpade lakvattnet från utjämningsmagasinet till försöksanläggningens luftningsdel, där vattnet syresattes med en blåsmaskin. Därifrån rann sedan vattnet genom fyra hål till sedimenteringsdelen som bestod av ett vertikalt uppställt rör som i förhållande till inkommande lakvatten stod i motsatt ände av containern. Sedimenteringsröret var uppställt på ett antal block så att det sedimenterade slammet kunde återföras till den luftade delen i botten på röret. Vattenfasen däremot rann över kanten på ett mindre, bontentätat, rör som var placerat i mitten av sedimenteringsröret. Detta rör skulle fungera som pumpgrop och föra vattnet vidare till markbäddscontainern. Ritning och fotografier på konstruktionen visas i figur 2 respektive 3.

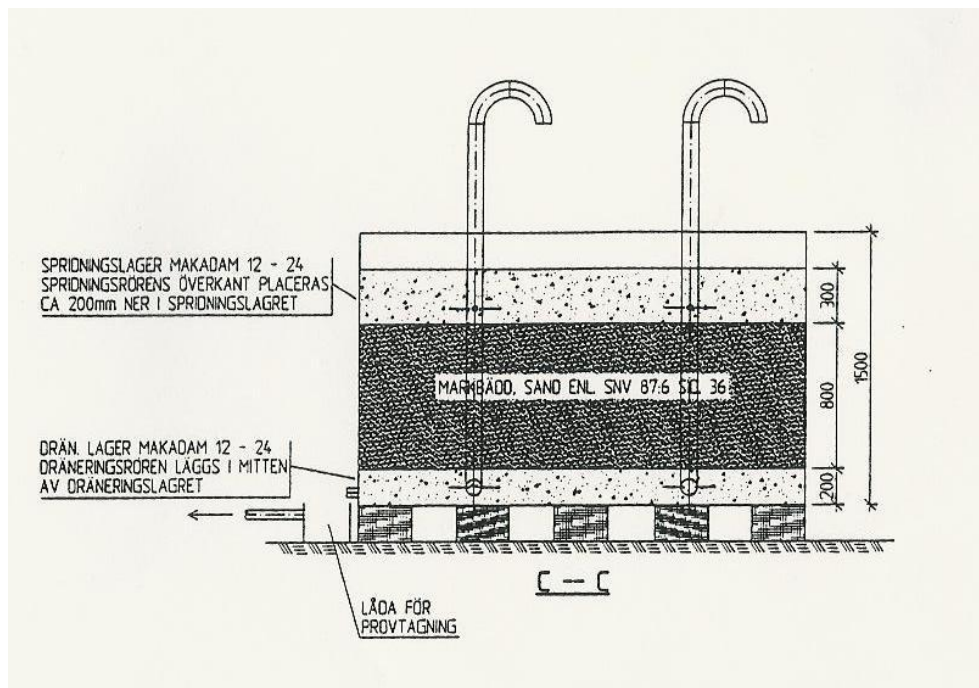


Figur B2. Ritning över luftningsdelen i försöksanläggningen (VA-projekt AB, Bygghandling, 2000)



Figur B3. Fotografier på luftningsdelen i försöksanläggningen, på den vänstra bilden är containern tömd för att visa dess uppbyggnad

I markbäddscontainern pumpades vattnet in och spreds ut över markbädden med hjälp av spridarrör som låg 0,2 m ned i ett 0,3 m djupt spridarskikt av makadam med en storlek av 12-24 mm. Där infiltrerades vattnet och gick först igenom ett 0,8 m tjockt lager av markbäddsand, vars kornstorlek höll sig inom de rekommenderade kravgränserna för markbäddsand. Därefter kom ännu ett skikt av ett 0,2 m mäktigt makadamlager, av samma storleksordning som tidigare. Detta skulle fungera som dräneringslager och hade därför två dräneringsrör i mitten av skiktet, där vattnet kunde avledas till utloppet. Ritningen över markbädden i genomsnitt, visas i figur 4.



Figur B4. Ritning över markbäddscontainern i försöksanläggningen (VA-projekt AB, Bygghandling, 2000)

Under försökets gång förekom provtagning en gång i veckan i huvudsakligen tre olika punkter, före och efter den luftade dammen, samt efter markbädden. Mer omfattande analyser togs en gång i månaden. I den luftade containern mättes dessutom temperatur, syrehalt och inkommande flöde ett flertal gånger per vecka (Willert, 2001).

B2 RESULTAT AV PILOTFÖRSÖKET

Nitrifikationen i luftningsbassängen visade sig ha önskad funktion eftersom totalkvävehalten, efter luftningen, sjunkit till ca 75% av ursprungshalten och till största delen bestod av nitratkväve. Processen fungerade även bra vid låga temperaturer. Skarpa temperaturväxlingar kunde dock ställa till problem i form av en ej fullständig nitrifikation, men detta sågs inte som något större problem då det kunde avhjälpas med en uppehållstid på 30 dygn. Den 21 december togs anläggningen ändå ur drift på grund av att vattnet i containern frös. Stora variationerna i inkommande ammoniumhalt kan antagligen förklaras av de stora nederbörds mängder som föll under hösten och gav en ökad vattenomsättning i deponin och därmed lägre halter (Willert, 2001).

Slamhalten tenderade att sjunka under hela försöket. Detta behöver dock inte innebära något negativt för nitrifikationen då de nitrifierande bakterierna oftast bara utgör en liten del av aktiv-slamkulturen. Men vid fullskaledrift kommer en regelbunden omympning att fodras menar Willert (2001). Syrehalten var relativt hög under hela försöket. Detta berodde på att luftpumparna hade en för hög kapacitet för ett försök i denna storleksordning och syresättningen blev därför svår att ställa in till en bra nivå (Willert, 2001).

I markbädden avsåg man att en denitrifikation äga rum. För att detta ska kunna inträffa, krävs tillsatts av en kolkälla. Denna kolkälla tillsattes i form av etanol under endast tre veckor mot slutet av försöksperioden, vilket gör det svårt att utifrån försöket säga hur långt denitrifikationen kan drivas. Analysresultaten visade dock på utgående totalkvävehalter på mellan 5-10 mg/l, då etanoldoseringen var igång. Detta motsvarar en reduktion av totalkväve på omkring 90% (Willert, 2001).

Även järnreduktionen var bra under försöken. Då järnet nådde den luftade dammen oxiderades det lösta järnet till järnhydroxid och därför bestod vattnet som pumpades till markbädden huvudsakligen av partikulärt bundet järn. Avskiljningen av järn, skede i två steg, dels genom sedimentering av järnhydroxidflockar i sedimenteringsdelen av den luftade containern och dels genom filtrering i markbäddscontainern. Järnreduktionen var mycket god redan efter den luftade containern och efter markbädden låg majoriteten av de analyserade järnhalterna under detektionsgränsen på 0,05 mg/l (Willert, 2001).

Lakvattnets innehåll av suspenderat material låg vid tiden för försöket under 100 mg/l, vilket enligt Willert (2001) räknas som lågt. Halten sänktes ytterligare efter luftning och efter markbädden återstod nästan inget suspenderat material. Fosforhalterna i inkommande vatten var också låga, mellan 0,1 till 0,3 mg/l. Efter luftningsdammen kunde en ökning av fosforhalten ses, antagligen beroende på att fosfor avgetts då det ympade slammet bröts ned. Det biologiskt lättnedbrytbara organiska materialet, mätt som BOD₇, som påträffades i vattnet vid försöken, var i inkommande lakvatten under 10 mg/l och merparten av detta material bröts ned i den luftade dammen. Även det kemiskt nedbrytbara organiska materialet, COD, som i inkommande vatten låg mellan 100 till 150 mg/l sjönk något på dess väg genom anläggningen. Lakvattenet hade under perioden en hög alkalinitet på omkring 1500 mg HCO₃⁻/l som sedan reducerades i två

steg, först till cirka 500 mg HCO_3^-/l efter luftningen och efter markbädden låg den på bortåt 300 mg HCO_3^-/l . Det obehandlade lakvattnet hade ett neutralt pH-värde men ökade successivt under behandlingen till att ligga mellan pH 8-8,5 när det sedan lämnade markbädden. Kloridhalterna som också mättes under försöket var i inkommande vatten relativt stabila på cirka 100 mg/l men på grund av de höga kloridhalterna i slammet som ympades, steg värdena efter luftningen (Willert, 2001).

B3 SLUTSATSER SOM KAN DRAS AV PILOTFÖRSÖKET

Enligt Willert (2001) visade resultaten av pilotförsöket att en behandlingsanläggning av detta slag bör ge ett bra resultat vad gäller de två väsentliga föroreningsparametrarna, kväve och järn. Kvävehalterna kan förväntas understiga 10 mg/l i utgående vatten medan järnet nästan helt försvinner efter rening i markbädden. En betydande reduktion av alkalinitet och suspenderade ämnen torde också kunna åstadkommas i luftningssteget (Willert, 2001).

Willert (2001) påpekar att en ytterliggare järnavskiljning borde kunna erhållas i den luftade dammen om sedimenteringsdelen i fullskaleanläggningen utformas på ett lämpligt sätt. Då skulle järnhalterna kunna understiga 1mg/l redan efter luftningen (Willert, 2001). En ytterliggare reduktion av järn i den luftade dammen skulle vara av stor nytta då det minskar risken för igensättning av ledningar och av markbädden.

Försöken visar att anläggningen borde kunna drivas under större delen av året eftersom kvävereduktionen fungerade även i låga vattentemperaturer. Dock kan nitrifikationen hämmas vid för tvära temperaturväxlingar men detta torde kunna avhjälpas med en uppehållstid på 30 dygn enligt Willert (2001). Eftersom slamproduktionen i dammen var så låg kommer även en regelbunden slamtillförsel att vara nödvändig i en fullskaleanläggning menar Willert (2001).

Bilaga 3. Analysresultat 2005-2009

Tabell B1. Analysresultat 2005, före luftning

Analysenhet	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l	TOC mg/l	BOD ₇ mg O ₂ /l	SS mg/l	Fe mg/l	pH	Alkalinitet mg HCO ₃ ⁻ /l	Konduktivitet mS/m
2005-02-10	120	0,1*	130		190		180	91	6,8		
2005-04-22	120	0,1*	130		63		440	200	6,7		
2005-05-03	110	0,1*	120		70		220	130	6,7		
2005-06-02	110	0,1*	99	0,17	79	25	250	98	6,9	1600	240
2005-06-17	98	0,1*	100	0,31	53	20	260	130	7	1500	232
2005-06-28	100	0,1*	120	0,2	130	12	350	140	7,3	1600	240
2005-07-13	100	0,1*	100	0,19	250	19	470	190	6,9	1600	250
2005-07-28	26	0,22	28	1,4	27	39	170	28	7,6	720	120
2005-08-12	99	0,1*	100	0,27	180	19	260	170	6,9	1500	250
2005-08-23	99	0,1*	100	0,34	220	24	150	150	6,8	1500	240
2005-09-07	92	0,1*	130	0,58	140	19	230	67	6,8	1400	220
2005-09-22	91	0,1*	99	0,49	58	50	140	65	7	1400	210
2005-10-07	79	23	110	0,17	42	14	79	30	7,8	1000	180
2005-10-18	95	0,13	110	0,19	99	11	130	44	6,9	1400	230
2005-11-02	90	0,1*	120	0,54	160	13	190	55	6,9	1400	220
2005-11-17	83	0,1*	100	0,34	46	17	71	18	7,3	1200	200
2005-12-02	100	0,1*	100	0,2	55	15	170	70	6,8	1500	220
2005-12-13	100	0,1*	130	0,22	50	7	200	100	7,5	1500	218

Tabell B2. Analysresultat 2005, efter luftningen

Analysenhet	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l	TOC mg/l	BOD ₇ mg O ₂ /l	SS mg/l	Fe mg/l	pH	Alkalinitet mg HCO ₃ ⁻ /l	Konduktivitet mS/m
2005-02-10	29	15	41		33		25	6,6	8,2		
2005-04-22	34	10	48		42		2,5	1	8,1		
2005-05-03	39	9,3	46		32		35	7,7	9,3		
2005-06-02	84	3,8	100	0,16	83	74	57	9,4	8,3	790	160
2005-06-17	76	1,8	82	0,14	72	5	20	2,8	8,4	710	150
2005-06-28	0,05	84	94	0,27	50	10	64	19	8	150	120
2005-07-13	0,13	80	75	0,12	51	4	13	4,9	8,2	260	127
2005-07-28	0,32	76	76	0,073	53	3*	14	0,73	8,2	280	140
2005-08-12	0,08	84	90	2,3	43	8	370	48	8,1	360	140
2005-08-23	20	60	83	0,073	71	77	68	8,4	8	570	160
2005-09-07	55	27	110	0,27	110	47	100	10	8,1	750	160
2005-09-22	59	10	84	0,23	74	69	52	2,6	8,2	830	150
2005-10-07	79	0,64	93	0,35	53	25	95	7	8	930	160
2005-10-18	79	0,25	96	0,16	60	42	82	8,4	8	860	170
2005-11-02	74	0,27	86	0,2	68	71	47	4	8,1	880	170
2005-11-17	83	0,1*	120	0,19	71	73	43	6,7	8,1	880	160
2005-12-02	88	0,1*	86	0,12	110	140	38	8,5	7,3	1100	180
2005-12-13	86	0,11	120	0,091	100		27	6,9	7,9	1140	180

* Understiger detektionsgräns

Tabell B3. Analysresultat 2005, efter markbädd

Analys	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	Tot-N	Tot-P	TOC	BOD ₇	SS	Fe	pH	Alkalinitet	Konduktivitet
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg/l	mg/l	-	mg HCO ₃ ⁻ /l	mS/m
2005-02-10	2,9	41	46		22		12	0,53	7,2		
2005-04-22	42	43	82		31		19	5	6,9		
2005-05-03	4,9	78	82		33		4,4	1,6	7,3		
2005-06-02	65	0,53	69								
2005-08-23	20	54	76	0,033	42	10	2,2	0,76	7,3	520	150
2005-09-07	38	24	83	0,063	95	3*	9,1	0,2	7,7	730	150
2005-09-22	57	0,3	62	0,14	57	8	22	1,1	8,1	800	150
2005-10-07	72	0,12	80	0,34	49	12	49	6,9	8	920	160
2005-10-18	72	0,1*	82	0,25	59	12	33	5,6	7,8	890	170
2005-11-02	72	0,1*	84	0,19	46	18	20	5,1	7,9	940	169
2005-11-17	76	0,1*	100	0,16	46	15	27	6,8	7,9	910	160
2005-12-02	80	0,1*	94	0,21	93	78	54	15	7,5	940	170
2005-12-13	77	5	99	0,16	78	57	66	20	8	1000	170

Tabell B4. Analysresultat metaller 2005, före luftning

Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2005-05-18	0,0001*	0,029	0,0071	0,0001*	0,0074	0,0033	0,082
2005-10-18	0,0001*	0,01	0,0024	0,0001*	0,0068	0,00091*	0,013

Tabell B5. Analysresultat metaller 2005, efter luftning

Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2005-05-18	0,0001*	0,0041	0,0071	0,0001*	0,0053	0,0005	0,013
2005-10-18	0,0001*	0,0057	0,0028	0,0001*	0,0065	0,0005	0,0072

Tabell B6. Analysresultat metaller 2005, efter markbädd

Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2005-05-18	0,0001*	0,0035	0,025	0,0001*	0,0044	0,0005	0,005
2005-10-18	0,0001*	0,005	0,0038	0,0001*	0,0069	0,0005	0,005

* Understiger detektionsgräns

Tabell B7. Analysresultat från 2006, före luftning

Analyser	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	Tot-N	Tot-P	TOC	BOD ₇	SS	Fe	pH	Alkalinitet	Konduktivitet
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg/l	mg/l	-	mg HCO ₃ ⁻ /l	mS/m
2006-05-04	88	1	110	0,22	45	6	92	32	8,1	870	150
2006-05-19	87	2	97	0,15	61	57	64	5,6	8,2	830	160
2006-05-30	83	0,19	91	0,068	63	20	31	7,5	8,2	770	150
2006-06-14	36	10	81	0,1	42	9	25	5,8	7,9	610	138
2006-06-27	0,55	72	92	0,22	37	6	22	3	8,1	120	99
2006-07-14	43	13	70	0,051	41	3*	6	0,2	7,9	500	120
2006-07-25	1	64	76	0,18	37	3*	9,9	1,5	8	170	100
2006-08-09	0,16	40	51	1,3	47	18	98	3	8,5	190	98
2006-08-15	0,1	37	52	0,84	41	13	71	2,9	8,7	200	94
2006-08-24	0,036	35	81	0,63	38	17	68	3,3	8,3	240	92
2006-09-08	0,24	36	37	0,34	32	11	48	5,1	8,1	310	97
2006-09-13	0,078			0,11							
2006-09-19	0,11	39	47	0,28	39	6	41	4,1	8,2	340	95
2006-09-27	0,039			0,26							
2006-10-05	0,052	41	46	0,21	38	5	30	2,9	8,2	320	110
2006-10-10	0,12			0,1							
2006-10-20	0,27	49	56	0,27	34	7	49	10	7,8	390	118
2006-10-23	3,6			0,16							
2006-10-31	5,8	50	59	0,31	32	4	57	13	8,1	440	116
2006-11-22	8,4	46	55	0,065	33	3*	29	3,8	8,2	290	94

Tabell B8. Analysresultat från 2006, efter luftning

Analyser	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	Tot-N	Tot-P	TOC	BOD ₇	SS	Fe	pH	Alkalinitet	Konduktivitet
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg/l	mg/l	-	mg HCO ₃ ⁻ /l	mS/m
2006-02-22	110	2	130	0,35	45	6	150	72	6,8	1600	240
2006-03-09	110	0,1*	140	0,34	43	7	160	74	6,9	1600	230
2006-03-24	100	1,3	130	0,43	120	5	160	75	6,9	1600	230
2006-04-04	100	0,1*	130	0,45	150	10	160	67	7,1	1600	230
2006-04-19	100	0,1*	130	0,31	46	5	160	67	6,9	1500	200
2006-05-04	92	0,1*	100	0,15	110	17	17	56	6,9	1500	210
2006-05-19	93	0,1*	97	0,093	55	13	160	72	7,2	1200	220
2006-05-30	91	0,1*	110	0,11	69	21	170	75	6,7	1400	210
2006-06-14	95	0,1*	97	0,28	3	22	190	69	6,7	1500	232
2006-06-27	94	0,1*	120	0,44	94	61	240	110	6,9	1300	204
2006-07-14	99	0,1*	120	0,52	100	29	290	120	6,8	1500	220
2006-07-25	91	0,1*	130	1,8	82	42	540	87	7	1300	210
2006-08-09	93	0,1*	97	0,69	66	13	100	3,9	7,1	1400	226
2006-08-24	76	0,16	200	0,18	66	6	80	44	7,1	1100	182
2006-09-08	66	0,1*	66	0,13	29	3*	79	34	7,1	930	167
2006-09-13	65			0,48							
2006-09-19	71	0,1*	78	0,11	37	4	60	19	7,1	1000	160
2006-09-27	66			0,018							
2006-10-05	69	0,1*	67	0,14	40	5	44	15	7,2	950	174
2006-10-10	71			0,19							
2006-10-20	75	0,1*	86	0,17	47	4	85	36	7,1	1200	194
2006-10-23	71			0,1							
2006-10-31	76	0,1*	91	0,28	43	3*	98	42	7,1	1200	180
2006-11-22	74	0,1*	91	1	33	8	420	180	6,8	1100	165

Tabell B9. Analysresultat metaller 2006, före luftning

Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2006-10-05	0,0001*	0,0055	0,0019	0,0001*	0,0067	0,0005	0,017

Tabell B10. Analysresultat metaller 2006, efter luftning

Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2006-10-05	0,0001*	0,0032	0,0019	0,0001*	0,0076	0,0005	0,019

Tabell B11. Analysresultat från 2007-2009, före luftning

Analys	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	Tot-N	Tot-P	TOC	BOD ₇	SS	Fe	pH	Alkalinitet	Konduktivitet
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg/l	mg/l	-	mg HCO ₃ ⁻ /l	mS/m
2007-05-03	90		98	0,53					7,1		
2007-05-15	79		95	0,093				13	8		
2007-05-31	100		120	0,12				54	7,2		
2007-06-12	100	0,102	140	0,12	60		98	45	7	1300	195
2007-07-10	94	0,1*	150	0,26	55	7	120	47	7,2	1200	185
2007-07-12	98	0,1*	150	0,25	53	7	120	26	8	1300	185
2007-08-07	100	0,1*	110	0,12	45	6	44	19	7,2	1400	178
2007-09-04	79	0,17	130	0,17	40	3*	10	3,1	7,7	990	177
2007-09-20	84	0,102	130		39			7,1	7,5		164
2007-11-13	70	0,1*	110	0,33	49	13	230	100	7	1300	196
2008-05-07	90	0,1*	120	0,41	45	33	150	41	6,9	460	
2008-06-09	93	0,102	130		62			51	6,8		
2008-09-03	93	0,102	110		43			34	7,2		
2008-11-10	88	0,1*	120	0,14	51	4	74	28	7	1400	
2009-05-13	91	0,3	130	0,25	45	8	93	41	7,4	1300	200
2009-06-23	91	0,102	160		45			75	7,3		200
2009-08-18	80	0,102	170		45			5,3	8,3		200
2009-11-12	75	0,21	70	0,13	160	6	28	8,3	8	900	190

Tabell B12. Analysresultat från 2007-2009, efter luftning

Analys	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	Tot-N	Tot-P	TOC	BOD ₇	SS	Fe	pH	Alkalinitet	Konduktivitet
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg/l	mg/l	-	mg HCO ₃ ⁻ /l	mS/m
2007-05-03	0,29		44	0,038					8,7		
2007-05-15	0,079		40	0,5				2,4	9,1		
2007-05-31	13		56	0,65				17	7,7		
2007-06-12	0,26	60,2	70	0,3	53		240	10	8,2	370	102
2007-07-10	18	63	100	0,46	49	42	160	39	7,8	430	128
2007-07-12	17	69	120	0,28	91	11	94	58	8,1	420	125
2007-08-07	69	20	100	0,083	41	11	50	7,8	8,2	620	130
2007-09-04	56	19	100	0,67	41	12	47	1,3	8,2	650	135
2007-09-20	57	17,21	110		41			2,2	8,2		127
2007-11-13	64	6,8	96	0,11	41	4	16	0,51	8,4	670	135
2008-05-07	65	0,83	95	0,2	45	24	96	14	7,9	890	
2008-06-09	59	31	110		67			20	8		
2008-09-03	79	0,787	110		36			12	8		
2008-11-10	82	0,21	120	0,081	50	6	48	9,7	8,2	840	
2009-05-13	80	0,11	100	0,16	42	5	74	18	8,4	940	160
2009-06-23	75	1,18	130		38			0,12	9		120
2009-08-18	74	1,02	130		41			2,4	8,6		150
2009-11-12	74	0,82	76	0,092	92	3*	44	7,1	8,4	810	170

* Understiger detektionsgräns

Tabell B13. Analysresultat metaller 2007-2009, före luftning

Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2007-05-03	0,0001*	0,19	0,0071	0,0001*	0,0035	0,0036	0,078
2007-05-15	0,0001*	0,0068	0,001	0,0001*	0,0043	0,0005	0,0088
2007-05-31	0,01	0,05	0,02	0,00043	0,05	0,1	0,05
2007-06-12	0,1*	0,05*	0,02*	0,0001*	0,05*	0,1*	0,05*
2007-11-13	0,0001*	0,013	0,0021	0,0001*	0,0018	0,0011	0,077
2008-05-07	0,0001*	0,0079	0,0046	0,0001*	0,0049	0,001	0,044
2008-11-10	0,0001*	0,0094	0,0057	0,0001*	0,001	0,002	0,038
2009-05-13	0,0001*	0,01	0,0073	0,0001*	0,0022	0,0011	0,041
2009-11-12	0,0001*	0,007	0,0051	0,0001*	0,0073	0,0005	0,031

Tabell B14. Analysresultat metaller 2007-2009, efter luftning

Metall	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2007-05-03	0,0001*	0,002	0,0028	0,0001*	0,0027	0,0005	0,005
2007-05-15	0,0001*	0,0021	0,007	0,0001*	0,0033	0,0005	0,0072
2007-05-31	0,01	0,05	0,02	0,00019	0,05	0,1	0,05
2007-06-12	0,1	0,05	0,02	0,0001*	0,05	0,1	0,05
2007-11-13	0,0001*	0,004	0,0036	0,0001*	0,0046	0,0005	0,027
2008-05-07	0,0001*	0,0054	0,0032	0,0001*	0,004	0,0006	0,017
2008-11-10	0,0001*	0,0075	0,0043	0,0001*	0,0042	0,00075	0,013
2009-05-13	0,0001*	0,0068	0,0023	0,0001*	0,0036	0,00065	0,018
2009-11-12	0,0001*	0,0063	0,0036	0,0001*	0,0083	0,0005	0,019

* Understiger detektionsgräns

Bilaga 4. Analysresultat från 2010

Tabell B15. Före luftning, 2010

Analys	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	Tot-N	Tot-P	BOD ₇	COD _{Cr}	BOD/COD	Fe	pH	Alkalinitet	Cl
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg O ₂ /l	-	mg/l	-	mg HCO ₃ ⁻ /l	mg/l
2010-05-10	77	0,29	86	0,18	5	120	0,042	29	7,7	1200	79
2010-05-11	73	0,25	72	0,17	6	120	0,050	29	7,4	1200	76
2010-05-12	72	0,21	83	0,15	7	120	0,058	27	7,2	1200	75
2010-05-17	76	0,26	80	0,16	5	120	0,042	30	7,2	1100	79
2010-05-19	73	0,15	77	0,15	6	130	0,046	32	7,9	1100	80
2010-05-21	72	0,1*	65	0,13	3*	120	0,025	36	7,5	1200	76
2010-05-24	73	0,1*	79	0,15	6	120	0,050	32	7,4	1200	76
2010-05-26	70	0,1*	77	0,14	5	110	0,045	32	7,5	1200	77
2010-05-27	71	0,1*	80	0,12	5	120	0,042	32	7,4	1100	79
2010-05-28	69	0,1*	67	0,11	3*	120	0,025	29	7,5	1000	77

Tabell B16. Efter luftning, 2010

Analys	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	Tot-N	Tot-P	BOD ₇	COD _{Cr}	BOD/COD	Fe	pH	Alkalinitet	Cl
Enhet	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg O ₂ /l	mg O ₂ /l	-	mg/l	-	mg HCO ₃ ⁻ /l	mg/l
2010-05-10	74	0,35	93	0,11	6	120	0,050	23	8	890	75
2010-05-11	74	0,34	88	0,13	6	120	0,050	22	7,9	1000	76
2010-05-12	77	0,35	87	0,13	7	110	0,064	21	7,9	1000	77
2010-05-17	72	0,36	72	0,11	5	100	0,050	19	7,9	910	79
2010-05-19	71	0,34	72	0,11	6	110	0,055	19	8	940	79
2010-05-21	71	0,33	67	0,14	3*	120	0,025	25	8	1000	76
2010-05-24	71	0,13	84	0,21	11	120	0,092	42	8	980	75
2010-05-26	70	0,15	87	0,087	4	92	0,043	11	8	1100	78
2010-05-27	69	0,14	84	0,082	4	110	0,036	16	8	970	77
2010-05-28	72	0,1*	74	0,08	3*	100	0,030	18	7,9	990	77

* Understiger detektionsgräns