



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 14 044

Examensarbete 30 hp
December 2014

Kontinuerlig biologisk rening

En driftoptimering av pilotanläggningen
för biologisk rening av lakvatten vid Löt
avfallsanläggning

Liselott Karlsson

REFERAT

Kontinuerlig biologisk rening – En driftoptimering av pilotanläggningen för biologisk kväverening av lakvatten vid Löt avfallsanläggning

Liselott Karlsson

Lakvatten innehåller ofta stora mängder föroreningar som kan vara skadliga för människor och miljön. På Löt avfallsanläggning som ägs och drivs av Söderhalls renhållningsverk AB (SÖRAB) finns en aktiv deponi för icke-farligt avfall (IFA-deponi) som ger upphov till ett lakvattenflöde med höga halter av ammoniumkväve. Om höga halter av kväve läcker ut i naturen kan det påverka biologiska processer negativt och orsaka problem som övergödning.

Fram till 31/12 2014 står Löt avfallsanläggning under provotid. Under provotiden har SÖRAB fått ålagt att bland annat utvärdera den kemiska karaktären på samtliga vattenströmmar på anläggningen och optimera vattenreningen för de olika delströmmarna utifrån vattnets karaktär. Under provotiden har SÖRAB tilldelats provisoriska utsläppsvillkor i form av riktvärden. På grund av de höga halterna av kväve i lakvattnet från IFA-deponin har SÖRAB haft svårt att klara de provisoriska riktvärden som satts upp för utsläpp av kväve.

För att undvika skadlig miljöpåverkan i recipienten dit vatten från anläggningen avleds har SÖRAB utvecklat och konstruerat en pilotanläggning för kontinuerlig biologisk rening (KBR-anläggning) där lakvattnet från IFA-deponin ska behandlas för att reducera utsläppen av kväve från avfallsanläggningen. I KBR-anläggningen utnyttjas de biologiska processerna nitrifikation och denitrifikation för att avskilja kväve från lakvattnet.

Detta projekt syftar till att optimera driften av SÖRAB:s anläggning för kontinuerlig biologisk rening av näringsrikt lakvatten med avseende på avskiljning av kväve. I projektet undersöktes olika parametrars inverkan på avskiljningen av kväve. De parametrar som utvärderades var, uppehållstid i reningsstegen, vattentemperatur, fosforbehov samt behov av extern kolkälla. Resultaten visade att vid ett flöde på 420 m³/d genom KBR-anläggningen kunde fullständig nitrifikation och denitrifikation uppnås vid vattentemperaturer över 14 °C om en fosfatfosforhalt över cirka 1 mg/L upprätthölls i dessa reningssteg. Utöver detta krävdes en tillsats av kolkälla i denitrifikationssteget motsvarande en COD-tillsats på fyra gånger nitratkvävehalten i inkommande vatten till denitrifikationssteget. Med dessa parameterinställningar kunde närmare 100 % av det oorganiska kvävet i vattnet avskiljas i KBR-anläggningen, vilket motsvarade en reningseffekt på 66-85 % med avseende på avskiljning av totalkväve.

I projektet gjordes även en jämförelse mellan KBR-teknik och andra tekniker för behandling av näringsrikt lakvatten. Jämförelsen visade att KBR-tekniken utgör ett mycket gott alternativ för avskiljning av kväve från näringsrika lakvatten med avseende på både reningseffekt och kostnad. Då reningseffekt och kostnad sammanvägdes var det enbart rening i konventionella avloppsreningsverk som kunde konkurrera med kontinuerlig biologisk rening i den form som användes i detta projekt.

Nyckelord: Biologisk rening, Denitrifikation, Deponi, KBR-anläggning, Kväve, Kväveavskiljning, Kväverening, Lakvatten, Nitrifikation

Institutionen för geovetenskaper, programmet för luft-, vatten-, och landskapslära, Uppsala universitet

Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, Sverige

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Continuous Biological Treatment – Optimisation of the operation of a test facility for biological nitrogen removal from leachate at Löt waste treatment site

Liselott Karlsson

Landfill leachate often contains contaminants that can be harmful if they are discharged into the environment without proper treatment. At SÖRAB's (Söderhalls renhållningsverk AB) waste treatment site in Löt there is an active landfill for non-hazardous waste that generates leachate containing high levels of nitrogen in the form of ammonium. If large amounts of nutrients leak out into the environment it can have a negative impact on biological processes and cause problems such as eutrophication and acidification.

The waste treatment site is until 31 December 2014 under a trial period where the owner company is obliged to, amongst other things, characterise the chemical composition in the runoff from the treatment areas and leachate from the landfill. The characterisation is done in order to find the best treatment methods for the different streams of water. Due to the high levels of nitrogen in the leachate from the landfill at Löt waste disposal plant the current regulations that are set up for the plant have been difficult to follow. To avoid negative environmental impact on the receiving waters and surrounding lands SÖRAB has constructed a pilot treatment plant for continuous biological treatment (KBR) where the nutrient rich leachate will be treated to reduce the total emissions of nitrogen from the waste disposal plant. The KBR-plant uses nitrification and denitrification to remove nitrogen from the leachate.

This project is aimed at optimising SÖRAB's plant for continuous biological treatment with respect to removal of nitrogen. An important part of the project was to examine the effect of different parameters on the removal of nitrogen in the KBR-plant. The parameters examined and optimised were retention time in the treatment basins, water temperature, phosphorus demand, and the need of external carbon source. The results showed that for a operational flow of 420m³/d, complete nitrification and the denitrification could be achieved for temperatures above 14°C if the phosphate content was more than 1mg/L in the water. Furthermore, a need for an external carbon source in the denitrification basin was identified. It was found that the need of an external carbon source corresponded to a COD-addition of four times the content of nitrate in the incoming water. With these parameter settings almost 100% of the inorganic nitrogen in the water could be separated in the KBR-plant. The removal of total nitrogen was 66-85%.

In the project a comparison was also done between the KBR treatment method and other available treatment methods for nitrogen removal from nutritious leachate. The comparison showed that the KBR treatment method is a very good alternative for removal of nitrogen with regard to treatment efficiency and costs. When both removal efficiency and costs were taken into account only traditional wastewater treatment plants could compete with the KBR treatment method used in this project.

Keywords: Biological treatment, Denitrification, Nitrogen, Nitrogen removal, Landfill, Leachate, Nitrification

Department of Earth Sciences, Section of Air, Water and Landscape Science, Uppsala University

Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, Sweden

ISSN 1401-57650

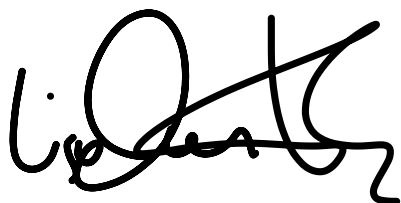
FÖRORD

Denna rapport utgör resultatet av det avslutande examensarbetet på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och har genomförts under höstterminen 2014 på uppdrag av Söderhalls renhållningsverk AB (SÖRAB) inom ramarna för ett Avfall Sverige-projekt inom resurseffektiv lakvattenbehandling.

Handledare var Peter Larsson, miljöspecialist på SÖRAB. Ämnesgranskare var universitetslektor Roger Herbert och examinator var professor Allan Rodhe, båda vid programmet för luft-, vatten- och landskapslära, institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Peter Larsson och min ämnesgranskare Roger Herbert för goda råd och vägledning under projektets gång. Tack Peter för ditt engagemang och Roger för din handledning och hjälp med granskningen av rapporten. Jag vill även tacka all personal på SÖRAB för ert välkomnande. Speciellt tack till Mats och Susanne för hjälp och assistans med provtagning.

Uppsala 2014-12-11



Liselott Karlsson

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Kontinuerlig biologisk rening – En driftoptimering av pilotanläggningen för biologisk kväverening av lakvatten vid Löt avfallsanläggning

Liselott Karlsson

När de sopor och skräp som hushåll, industrier och andra verksamheter ger upphov tas om hand hamnar de på en avfallsanläggning. Mycket av det som kasserats kan återanvändas eller återvinnas och bli till nya produkter eller energi men den del av avfallet som inte kan tas omhand på det viset måste stanna kvar på avfallsanläggningen och förvaras där på ett säkert och hållbart sätt. Förvaringen av avfall som inte kan återvinnas sker idag genom att avfallet samlas och systematiskt läggs på hög vid avfallsanläggningarna. Att på detta sätt ta hand om avfall kallas deponering.

När det regnar på det deponerade avfallet kan vattnet förorenas av avfallet. Vatten som varit i kontakt med deponerat avfall kallas lakvatten. Lakvatten innehåller ofta stora mängder föroreningar som kan vara skadliga för människor och miljön. På Löt avfallsanläggning som ägs och drivs av Söderhalls renhållningsverk AB (SÖRAB) finns en deponi som ger upphov till ett lakvatten som innehåller mycket kväve. Kväve är ett ämne som kan vara farligt om för mycket kommer ut i naturen och det kan orsaka problem som exempelvis övergödning.

För att skydda människor och miljön från ämnen som kan vara skadliga regleras och kontrolleras det vatten som släpps ut från avfallsanläggningar av flera lagar och regler. För vattnet som släpps ut från Löt avfallsanläggning finns specifika krav på hur mycket av olika ämnen som får släppas ut.

För att undvika skadlig miljöpåverkan och för att klara de krav som finns behövs rening av lakvattnet. På Löt avfallsanläggningen har i detta projekt en ny typ av reningsteknik för att ta bort kväve från lakvatten testats. SÖRAB har utvecklat och byggt en testanläggning för kontinuerlig biologisk rening (KBR-anläggning) där lakvattnet från deponin på Löt avfallsanläggning ska behandlas för att minska anläggningens utsläpp av kväve. I den nya reningsanläggningen används bakterier som kan ta bort kväve från vattnet genom att ta upp det och använda det för att bygga upp sina celler. Processerna som bakterierna använder kallas nitrifikation och denitrifikation.

Målet med detta projekt är att optimera driften av SÖRAB:s anläggning för kontinuerlig biologisk rening av näringsrikt lakvatten så att anläggningen kan ta bort så mycket kväve som möjligt från lakvattnet. Hur mycket kväve som bakterierna kan ta bort från vattnet beror av flera olika saker, exempelvis temperaturen i vattnet och hur mycket näring som finns tillgängligt för bakterierna. Bakteriernas näringskällor är framförallt kol, kväve och fosfor. För att maximera avskiljningen av kväve krävs det därför att det finns tillgång på dessa ämnen. En annan förutsättning för att bakterierna ska kunna ta bort kväve från vattnet är att de har tillräckligt långt tid på sig, därför måste tiden som vattnet är i varje reningssteg vara tillräckligt lång för att bakterierna ska hinna ta bort det kväve som finns i vattnet.

I detta projekt testades KBR-anläggningens funktion när bakterierna hade olika tillgång på näringsämnen. För att få reda på hur väl reningen fungerade togs prover på vattnet och förekomsten av olika ämnen undersöktes av ett laboratorium. Resultaten från provtagningarna visade att bakterierna kunde ta bort nästan allt kväve som fanns i vattnet. Dock visade det sig att allt kväve inte var i en form som var tillgängligt för bakterierna varför det blev en liten mängd kväve kvar som inte kunde tas bort.

För att reningen skulle fungera krävdes att det tillsattes extra fosfor och kol, annars fick bakterierna inte tillräckligt mycket näring. Det visade sig även att temperaturen inte fick sjunka under 14 °C för då kunde inte bakterierna vara lika effektiva vilket gjorde att reningen

påverkades negativt. När bakterierna hade tillräckligt med näring och temperaturen i vattnet inte var för låg kunde bakterierna ta bort 66-85 % av kvävet som fanns i vattnet.

Den teknik som användes i detta projekt är inte den enda tekniken som kan användas för att ta bort kväve från vatten från deponier. I detta projekt studerades därför även några andra tekniker för att se hur KBR-tekniken stod sig jämfört med andra tekniker.

Jämförelsen visade att KBR-tekniken fungerar lika bra och till och med bättre än flera andra reningstekniker. KBR-anläggningen på Löt avfallsanläggning klarade sig bra jämfört med andra tekniker både med avseende på hur mycket kväve som kunde tas bort från vattnet och med avseende på kostnaderna för reningen. Då hur mycket kväve som kunde tas bort sammanvägdes med kostnad för de olika teknikerna var det enbart rening i vanliga avloppsreningsverk som kunde konkurrera med kontinuerlig biologisk rening i den form som användes i detta projekt.

Resultaten från detta projekt visar att kontinuerlig biologisk rening kan användas istället för traditionell teknik för rening av lakvatten som innehåller mycket kväve. Genom att använda kontinuerlig biologisk rening kan mycket kväve tas bort från lakvattnet utan att reningen blir väldigt dyr.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INTRODUKTION	1
1.1	Syfte	1
1.2	Frågeställningar	2
1.3	Avgränsningar	2
1.4	Arbetssätt	3
2	BAKGRUND OCH TEORI	4
2.1	Avfallshantering i Sverige	4
2.2	Deponering av avfall	4
2.2.1	Lokalisering och utformning av deponier	5
2.2.2	Nedbrytning i deponier	6
2.2.3	Avslutning och sluttäckning av deponier	6
2.2.4	Efterbehandling och kontroll av deponier	7
2.3	Lakvattenbildning	7
2.4	Lakvattenkvalitet	7
2.5	Karaktärisering av lakvatten från deponier	7
2.6	Lagar och regler relaterade till lakvattenhantering	8
2.7	Rening av lakvatten från deponier	9
2.7.1	Reningstekniker	9
2.8	Biologisk rening och mikrobiologiska förutsättningar	9
2.8.1	Bakteriers näringsbehov och tillväxt	10
2.9	Biologisk avskiljning av kväve	10
2.9.1	Kvävets kretslopp	11
2.9.2	Nitrifikation	11
2.9.3	Denitrifikation	14
2.9.4	Efterluftning	16
2.9.5	Sedimentation	16
3	VERKSAMHETSBESKRIVNING OCH PLATSFÖRHÅLLANDEN FÖR LÖT	
	AVFALLSANLÄGGNING	19
3.1	Markanvändning, markförhållanden och jordarter	19
3.2	Hydrologiska förhållanden och nederbörd	19
3.2.1	Grundvatten	20
3.2.2	Recipient	20
3.2.3	Nederbörd	20
3.3	Avfallshantering och teknisk beskrivning av anläggningen	21
3.3.1	Deponi för icke-farligt avfall	22
3.4	Vattenflöden och lakvattenbildning	23
3.4.1	Riktvärden för utsläpp	23
3.4.2	Vattenkvalitet	24
3.5	Lak- och processvattenhantering	24
3.5.1	Förändringar i lakvattenhantering	24
3.5.2	Anläggning för kontinuerlig biologisk rening – KBR	26
4	MATERIAL OCH METODER	30
4.1	Försöksplanering	30
4.1.1	Analyserade parametrar	30
4.2	Beskrivning av mätmetoder och provtagning	31
4.2.1	Vattenprover	31
4.2.2	Dagliga fältmätningar	32
4.2.3	Flödesmätning	32
4.3	Genomförda försök	32
4.3.1	Inväsningsperiod	32
4.3.2	Optimeringsförsök	33
4.4	Drift av anläggningen	35

4.4.1	Reglering och upprätthållande av syrerika och syrefria zoner	35
4.4.2	Reglering av vattentemperatur	35
4.4.3	Tillsats av fosforkälla	35
4.4.4	Tillsats av kolkälla	37
5	RESULTAT	39
5.1	Analysresultat från inväpningsperioden	39
5.1.1	Totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve	39
5.2	Analysresultat från optimeringsförsöken	40
5.2.1	Totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve	40
5.2.2	Fosfatfosfor och totalfosfor	44
5.2.3	BOD ₇ och TOC	45
5.3	Fältnätning av vattentemperatur, syrehalt, pH-värde och konduktivitet	46
5.3.1	Vattentemperatur	46
5.3.2	Syrehalt	47
5.3.3	pH-värde	48
5.3.4	Konduktivitet	49
5.4	Kontinuerliga mätningar av flöde	49
5.5	Analysresultat för IFA-deponins utgående vatten samt för lagringsdammen L2E	50
5.6	Analysresultat för metaller, klorid och suspenderade ämnen	50
6	ANDRA TEKNIKER FÖR BEHANDLING AV NÄRINGSRIKT LAKVATTEN	51
6.1	Avloppsreningsverk	51
6.1.1	Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve	52
6.1.2	Kostnader	52
6.2	Luftad damm	53
6.2.1	Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve	53
6.2.2	Kostnader	53
6.3	SBR	54
6.3.1	Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve	54
6.3.2	Kostnader	54
6.4	Anlagd våtmark	55
6.4.1	Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve	56
6.4.2	Kostnader	56
6.5	Ammoniakstripping	57
6.5.1	Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve	57
6.5.2	Kostnader	57
7	DISKUSSION	59
7.1	Resultat	59
7.1.1	KBR-anläggningens reningseffekt	59
7.1.2	Nitrifikationsstegets funktion	60
7.1.3	Denitrifikationsstegets funktion	62
7.1.4	Efterluftningsstegets funktion	64
7.1.5	Sedimentationsstegets funktion	65
7.2	Metodutvärdering	65
7.2.1	Analysparametrar och mätningar	65
7.3	Jämförelse med andra tekniker	66
7.3.1	Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve	66
7.3.2	Kostnader	66
7.3.3	Sammanvägning av reningseffekt och kostnader	67
7.4	Övriga lärdomar från pilotförsöken	67
8	SLUTSATSER	68
9	REFERENSER	69
9.1	Publicerade källor	69

9.2 Personliga meddelanden och icke-publicerade källor	73
APPENDIX	74
Appendix A – Processchema över vattenflöden på Löt avfallsanläggning.....	74
Appendix B – Mätosäkerhet för analyserade parametrar.....	75
Appendix C – Resultat	76

1 INTRODUKTION

Vatten som lakas ut från deponier innehåller ofta stora mängder föroreningar och kan därför vara skadligt om det läcker ut obehandlat i naturen. För att skydda människor och miljö från ämnen som kan vara skadliga är det eftersträvarsvärt att reducera mängden föroreningar i det lakvatten som deponerat avfall ger upphov till. Detta kan i första hand göras genom att åtgärder vidtas för att minimera lakvattenmängden som deponier ger upphov till. Med den teknik som idag används för avfallshantering och deponering är det däremot inte möjligt att helt undvika att deponerat avfall ger upphov till lakvatten, detta eftersom deponierna inte är helt slutna system utan tillåter att avfallet till viss grad interagerar med exempelvis nederbörd, mark och grundvatten.

I Sverige finns idag inga övergripande bestämmelser för vad som gäller för utsläpp från avfallsanläggningar och deponier utan de krav som ställs på vatten som släpps ut från anläggningarna är unika för varje anläggning. Vilka utsläppskrav och gränsvärden som ska gälla fastslås av miljödomstolen och regleras sedan genom anläggningarnas tillstånd.

På Söderhalls renhållningsverk AB:s (SÖRAB) avfallsanläggning i Löt finns en aktiv deponi för icke-farligt avfall (IFA-deponi) som ger upphov till ett näringsrikt lakvattenflöde. Vattnet innehåller framförallt höga halter av ammoniumkväve vilket har gjort att SÖRAB har haft svårt att klara de krav och riktvärden som myndigheterna satt upp för utsläpp av kväve. Även riktvärdena för fosfor och BOD₇ har tidigare överskridits. Efter årsskiftet 2014-2015 ska SÖRAB:s utsläppskrav och gränsvärden omförhandlas och i samband med detta har företaget utrett och sett över vattenkvaliteten på sina anläggningar. För att undvika skadlig miljöpåverkan i recipienten dit vatten från anläggningen avleds har SÖRAB utvecklat och konstruerat en pilotanläggning för kontinuerlig biologisk rening (KBR-anläggning) där lakvattnet från IFA-deponin ska behandlas för att reducera kväveutsläppen från avfallsanläggningen.

KBR-anläggningen bygger på en reningsteknik där kväve avskiljs från lakvattnet genom de biologiska processerna nitrifikation och denitrifikation. Kombinationen av nitrifikation och denitrifikation är en väl beprövad teknik för avskiljning av kväve från avloppsvatten och näringsrikt vatten från exempelvis jordbruksmark, men att använda processerna för rening av lakvatten i en anläggning med ett kontinuerligt genomflöde har inte tidigare testats i Sverige. KBR-anläggningen på Löt avfallsanläggning är därmed den första i sitt slag och förhoppningen är att den nya metoden ska kunna konkurrera med konventionell teknik både vad gäller reningseffekt och med avseende på kostnad och möjlighet att utnyttja resurser som redan finns på anläggningen.

För att undersöka om det är möjligt att använda kontinuerlig biologisk rening för att reducera kvävehalterna i näringsrikt lakvatten genomfördes under sommaren och hösten 2014 en pilotstudie där driften av KBR-anläggningen vid Löt avfallsanläggning optimerades. Pilotstudien resulterade i detta examensarbete vilket även utgör en del i ett Avfall Sverige-projekt som syftar till att utveckla resurs- och kostnadseffektiva lakvattenreningsprocesser som i så stor utsträckning som möjligt utnyttjar befintliga resurser, så som dammar, våtmarker och energikällor som redan finns på deponianläggningarna.

1.1 Syfte

Det övergripande syftet med examensarbetet var att optimera driften av SÖRAB:s anläggning för kontinuerlig biologisk rening av näringsrikt lakvatten med avseende på avskiljning av kväve. En målsättning var därmed att projektet skulle bidra till att reningen av näringsrikt

lakvattnet på Löt avfallsanläggning skulle bli effektivare med avseende på såväl reningsgrad som resurser och kostnader.

De drifttester och analyser som examensarbetet innefattade skulle ligga till grund för hur de ingående driftparametrarna (t.ex. kolkälla, temperatur, fosforkälla) till KBR-anläggningen bör optimeras för att utgående renat vatten ska uppfylla myndigheternas krav på behandling av process- och lakvatten med avseende på avskiljning av kväve.

Examensarbetet har också jämfört den teknik som SÖRAB använder för att avskilja kväve från lakvatten med andra tillgängliga kväveavskiljningstekniker. Jämförelsen gjordes med avseende på i hur stor utsträckning kväve kunde avskiljas med de olika teknikerna samt med avseende på kostnader för byggnation, drift och underhåll.

1.2 Frågeställningar

För att uppfylla examensarbetets syfte har målsättningen tydliggjorts i nedanstående frågeställningar:

- Vilka parametrar påverkar avskiljningen av kväve från det lakvatten som deponin för icke-farligt avfall på Löt avfallsanläggning ger upphov till?
- Hur ska de påverkande parametrarna optimeras för att den kontinuerliga biologiska reningen ska bli så effektiv så möjligt med avseende på avskiljning av kväve?
- Är det möjligt att använda kontinuerlig biologisk rening för att avskilja kväve från näringsrikt lakvatten för att uppnå myndigheternas krav på behandling av process- och lakvatten?
- Vilka andra tekniker finns tillgängliga för avskiljning av kväve från näringsrikt lakvatten och hur konkurrenskraftig är kontinuerlig biologisk rening jämfört med dessa tekniker med avseende på avskiljning av kväve samt kostnader för byggnation, drift och underhåll?

1.3 Avgränsningar

Examensarbetet fokuserar på avskiljning av kväve och de driftparametrar som studerats och ställts in har därför primärt optimerats med avseende på avskiljning av kväve från det aktuella lakvattnet.

Examensarbetet behandlar endast de processer som involveras i reningen av lakvattnet. Processer som sker inne i deponin innan lakvattnet når reningsanläggningen behandlas inte. Examensarbetet utreder inte heller processer eller eventuell rening som skulle kunna ske då vattnet lämnat KBR-anläggningen och befinner sig i efterföljande reningssteg.

Vid de praktiska försöken användes endast en typ av kolkälla, försök med olika ämnen och/eller olika fabrikat genomfördes ej. Den kolkälla som användes antogs innehålla exakt det som leverantören angivit i produktbladet. Dock gjordes i litteraturstudien en teoretisk undersökning av effekten av att använda andra former av kolkälla än den som användes i detta projekt.

Resultaten från analyser av vattenprover antogs vara tillförlitliga och hålla hög kvalitet då proverna analyserades av ett ackrediterat laboratorium. Resultaten i denna rapport presenteras med den felmarginal som laboratoriet uppgett (appendix B).

1.4 Arbetssätt

De resultat som presenteras i detta examensarbete är ett resultat av både teoretiska och praktiska studier. Litteraturstudien som föregick de praktiska försöken låg till grund för examensarbetets teoretiska del och gav nödvändiga kunskaper inför utförandet av examensarbetets praktiska moment. De praktiska momenten i examensarbetet utgjordes av fullskaliga försök på SÖRAB:s anläggning för kontinuerlig biologisk rening vid företagets avfallsanläggning i Löt. Sammanlagt genomfördes provtagningar av vattnet i reningsanläggningen vid 39 tillfällen.

2 BAKGRUND OCH TEORI

2.1 Avfallshantering i Sverige

Under 2013 behandlades 4 447 880 ton hushållsavfall från svenska hem vilket motsvarar cirka 460 kg per person och år (Avfall Sverige, 2014). Utöver hushållsavfall är den stora källan till avfall som måste tas omhand framförallt avfall från byggverksamhet.

För hantering av avfall använder både Sverige och övriga Europa en så kallad avfallshierarki för att skydda människor och miljö och minska resursanvändningen. I sin rapport *Svensk avfallshantering 2014* presenterar Avfall Sverige (2014) prioritetsordningen för de fem stegen i avfallshierarkin:

- Förebygga uppkomsten av avfall
- Återanvändning
- Materialåtervinning
- Annan återvinning (t.ex. energiåtervinning)
- Bortskaffande

Det första steget i avfallshierarkin, förebyggande av uppkomst av avfall, prioriteras i såväl svensk som europeisk avfallslagstiftning (Avfall Sverige, 2014). Målet är att följa prioritetsordningen som anges i avfallshierarkin men avvikelser kan ibland vara nödvändiga av tekniska, ekonomiska eller miljömässiga skäl.

Sedan början av 1990-talet har omhändertagandet av avfall tydligt förskjutits uppåt avfallshierarkin. Sedan 1994 har exempelvis energiåtervinningen ökat med 70 % och deponeringen av avfall minskat med 98 % (Avfall Sverige, 2014).

Ansvar för omhändertagandet av det avfall som uppkommer delas i Sverige mellan kommuner, producenter och industri (Avfall Sverige, 2014).

2.2 Deponering av avfall

Deponering av avfall utgör en liten del av behandlingen av avfall på dagens moderna avfallsanläggningar (Avfall Sverige, 2014). Det material som inte kan tas om hand genom återanvändning eller återvinning på ett miljöriktigt sätt förvaras genom deponering. I *Deponihandboken* från 2012 ger Avfall Sverige tre anledningar till att avfall inte kan återanvändas eller återvinnas och därmed måste läggas på deponi:

- Avfallets form och storlek eller komplexitet försvårar återvinning
- Avfallets egenskaper gör att det mest miljöriktiga sättet att hantera avfallet är att deponera
- Det finns i dagsläget inte några miljöriktiga eller ekonomiskt lönsamma återvinningsförfaranden för det aktuella avfallsslaget

I Sverige ses sedan 1990-talets början en kraftigt nedåtgående trend när det gäller mängden avfall som deponeras. Sedan 1994 har mängden avfall som deponeras i Sverige minskat från över 6 000 000 ton per år till knappt 1 500 000 ton per år. Mängden deponerat hushållsavfall utgjorde 2013 0,7 % av den totala mängden avfall från hushåll vilket kan jämföras med Europa som helhet där 34 % av allt hushållsavfall lades på deponi (Avfall Sverige, 2014).

För att minska mängden deponerat avfall samt för att minska miljöpåverkan från deponier infördes 2005 ett förbud mot deponering av organiskt material i Sverige (Avfall Sverige, 2012). Den minskande mängden deponerat avfall och den hårdare regleringen gällande

deponier och deponering är positiv både genom att det ökar säkerheten kring deponierna och minskar miljöpåverkan på mark, luft och vatten.

En deponi kan delas i tre klasser enligt 7 § i *Förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall*:

- Deponi för farligt avfall (FA-deponi)
- Deponi för icke-farligt avfall (IFA-deponi)
- Deponi för inert avfall

2.2.1 Lokalisering och utformning av deponier

Utformningen av deponier har förändrats genom åren i takt med att kunskapen om riskerna med spridning av föroreningar från avfall ökat och i takt med att lagar och regler kring avfallshantering skärpts. Förr deponerades avfall utan att särskilda åtgärder varken vidtogs vad gäller deponins utformning, sortering av avfall eller hantering av lakvatten. Numera vidtas flera försiktighetsåtgärder vid deponering av avfall för att minimera risker och minska påverkan på miljön. Exempel på åtgärder som genomförs för att deponerat avfall inte ska innebära negativa konsekvenser för människor och miljö är (Avfall Sverige, 2012):

- Minimering av avfall som deponeras
- Sortering av avfall som deponeras
- Omhändertagande och behandling av det lakvatten som deponin ger upphov till

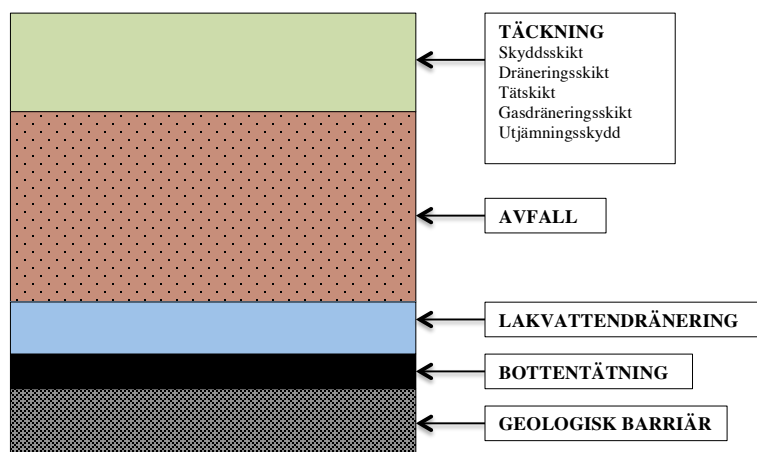
Dessutom finns det regler och rekommendationer för hur en deponi ska vara utformad vad gäller exempelvis placering, storlek och form. Det material som deponeras idag regleras således starkt och orsakar därför mindre påverkan på människor och miljö än äldre deponier (Avfall Sverige, 2012).

En deponi kan anläggas antingen ovan mark eller helt eller delvis under den ursprungliga markytans nivå. Deponin måste vara lokaliserad på en plats som är tillräckligt stabil för att ras eller skred inte ska riskera att uppkomma (Avfall Sverige, 2012). Dessutom anges i 18 § i *Förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall* att en deponi ska vara lokaliserad så att den inte utgör någon allvarlig risk för miljön med beaktande av:

1. Avståndet från deponin till tätbebyggelse, bostadsområden, rekreations-områden, jordbruksområden, vattenområden och vattenleder
2. Förekomst av ytvatten, grundvatten, kustvatten och skyddade naturområden
3. De geologiska och hydrogeologiska förhållandena på och omkring platsen
4. Risken för översvämningar, sättningar, jordskred eller snöskred på platsen
5. Skyddet av natur- och kulturvärden på och omkring platsen

För att minimera föroreningsläckaget till mark, luft och vatten från en deponi byggs flera barriärer in i deponikonstruktionen. Det är även viktigt att konstruktionsdelarna är tillräckligt stabila för att klara överlasten av avfallet och sluttäckningen (Avfall Sverige, 2012). Vid konstruktion av både IFA-deponiceller och FA-deponiceller gäller att dessa ska ha bestå av nedanstående barriärer för att minimera föroreningsläckage (figur 1) (Avfall Sverige, 2012):

- En deponibotten som utgörs av en geologisk barriär, en bottentätning och ett lakvatteninsamlingssystem
- Täta cellväggar vilka vid behov har gasbrunnar och mellantäckning
- Sluttäckning (se 2.2.3 *Avslutning och sluttäckning av deponier*)



Figur 1. Schematisk uppbyggnad av en deponi.

2.2.2 Nedbrytning i deponier

Inuti deponier sker nedbrytning av det material som deponerats. Vad som bryts ner och hur nedbrytningen går till är starkt beroende av det deponerade avfallets sammansättning. För äldre deponier som innehåller stora mängder organiskt material kan nedbrytningsskeendena i deponin delas in i fyra faser (Naturvårdsverket, 2008):

- Aerob syre- och nitratreducerande fas
- Sur anaerob fas (några veckor – cirka 10 år)
- Metanogen fas (några månader – hundratals år)
- Humusbildande fas (> 100 år)

2.2.3 Avslutning och sluttäckning av deponier

Enligt 31 § i *Förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall* ska en avslutad deponi förses med sluttäckning. Sluttäckningen är en viktig åtgärd för att förhindra att deponin ger upphov till miljöskadliga utsläpp till omgivningarna. Det finns flera gällande krav för sluttäckning av deponier vilka bland annat innefattar funktionskrav gällande toptäckningens förmåga att reducera lakvattenproduktionen (maximalt tillåten lakvattenproduktion från sluttäckta deponier innehållande farligt avfall eller icke-farligt avfall är 5 L/m³ och år respektive 50 L/m³ och år). Ett annat funktionskrav som ställs på sluttäckningen är att de material som används i konstruktionen ska vara beständiga över lång tid (Avfall Sverige, 2012).

Vid konstruktionen av sluttäckningen måste särskild hänsyn tas till hur effekterna av framtida påverkan från exempelvis erosion, frostpåverkan, mekanisk och fysikalisk påverkan, torrsprickor, åldring, rotpenetration och jonbyte kan påverka den sluttäckta deponin (Avfall Sverige, 2012). Ytterligare en funktion som måste säkerställas är att atmosfäriskt syre inte kan tränga ner i deponin och skapa oxiderande förhållanden i avfallsmassorna. Oxiderade förhållanden kan leda till att föroreningsutsläppen från deponin ökar (Avfall Sverige, 2012).

En deponi kan anses avslutad när tillsynsmyndigheten har godkänt sluttäckningen. Tillsynsmyndigheten beslutar även om den tid som efterbehandlingsfasen ska pågå, dock minst 30 år enligt 32–33 § *Förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall*.

2.2.4 Efterbehandling och kontroll av deponier

Under den period som efterföljer sluttäckningen fram till utgången av den efterbehandlingstid som tillsynsmyndigheten beslutat om ställs krav på att en deponi kontrolleras regelbundet för att hantera risker och infria lagar, förordningar, villkor och övriga åtaganden. Enligt 30 § *Förordning (SFS 2001:512) om deponering av avfall* ska verksamhetsutövaren mäta deponins struktur, sammansättning och sättningsbeteende samt provta och mäta lakvatten, grundvatten, ytvatten och deponigas under hela deponins aktiva fas. Minimikraven för provtagning och mätning av lakvatten, grundvatten, ytvatten och deponigas beskrivs i 42 § och 43 § i *Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2004:10)*.

2.3 Lakvattenbildning

Lakvatten utgörs av vatten som varit i kontakt med deponerat avfall och som avleds eller hålls kvar i deponin (Naturvårdsverket, 2008). Om nederbörd eller grundvatten tränger in i deponin kan föroreningar lakas ur från det deponerade materialet vilket kan spridas till andra områden och i värsta fall orsaka miljöproblem (Nationalencyklopedin, 2014a; Naturvårdsverket, 2008). I många fall räknas även förorenade dagvatten från lagrings- och behandlingsytor som lakvatten i avfallsanläggningarnas tillstånd.

Mängden lakvatten som en deponi ger upphov till beror av mängden nederbörd som faller på deponin samt på nedbrytningen och temperaturen inuti deponin. Mängden lakvatten från deponier i Sverige har minskat i takt med att mängden deponerat avfall minskat och fler deponier sluttäckts. Samtidigt har mängden förorenat dagvatten från avfallsanläggningarnas andra verksamhetsytor de senaste åren ökat i takt med den ökade mängd avfall som återvinns (Naturvårdsverket, 2008). Bildningen av lakvatten och lakvattnets spridningsmönster påverkas även av de hydrologiska förhållandena på platsen för deponin (Naturvårdsverket, 2008).

I äldre deponier som byggts då kraven på de olika barriärerna var lägre än idag kan grundvatten tränga in i deponin och därmed bidra till ett ökat lakvattenflöde från deponin (Naturvårdsverket, 2008).

2.4 Lakvattenkvalitet

Lakvattnets sammansättning och karaktär är starkt beroende av det deponerade avfallets karaktär, sammansättning och lakbarhet. Även deponins ålder samt mängden vatten som kommer i kontakt med det deponerade avfallet genom nederbörd eller grundvatteninträngning påverkar föroreningsinnehållet och kvaliteten på lakvattnet (Naturvårdsverket, 2008). Deponins konstruktion och den deponeringsteknik som används utgör ytterligare en parameter som är av betydelse för lakvattnets kvalitet (Naturvårdsverket, 2008).

Eftersom äldre deponier ofta innehåller mer organiskt material än nyare deponier ger dessa ofta upphov till ett mer kväverikt lakvatten. Kvävet är framförallt i form av ammonium som bildas i den anaeroba miljön inuti deponin.

2.5 Karaktärisering av lakvatten från deponier

Lakvatten innehåller ofta stora mängder föreningar vilket gör det praktiskt svårt att analysera hela spektrumet (IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2000b). Omfattningen av de analyser som görs begränsas därför ofta med hänsyn till tid, kostnad och tillgängliga analysmetoder vilket gjort att kunskapen om vad som händer med olika föreningar i deponin och förståelsen för

vilka föroreningar som hamnar i lakvattnet är begränsad. Begränsade analyser har även gjort att kunskapen om lakvattens miljöpåverkan är begränsad (IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2000b).

IVL Svenska Miljöinstitutet AB föreslår i sin rapport *Handbok för lakvattenbedömning - Metodik för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag* analys av nedanstående parametrar för allmän karaktärisering av lakvattnet (IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2000a):

- pH-värde
- Konduktivitet
- Salinitet
- Temperatur
- Suspenderat material
- BOD (Biochemical Oxygen Demand)
- COD (Chemical Oxygen Demand)
- TOC (Total Organic Carbon)
- Totalkväve
- Ammoniumkväve
- Nitratkväve
- Nitritkväve
- Organiskt kväve
- Totalfosfor
- Fosfatfosfor
- Klorid
- Vätekarbonat
- Sulfat
- Fluorid

Naturvårdsverket föreslår vidare i *Lakvatten från deponier* från 2008 även analys av:

- Alkalinitet
- Organiska ämnen
- Metaller
- Toxicitet
- Oavsiktligt bildade ämnen (POP)
- Hormonstörande ämnen

Analys av ett urval av ovan listade parametrar utgör ett viktigt underlag för val av reningsteknik.

2.6 Lagar och regler relaterade till lakvattenhantering

På grund av det digra föroreningsinnehållet i lakvatten är risken för skadlig miljöpåverkan stor om obehandlat lakvatten kommer ut i miljön. Därför ställs det i Sverige idag hårda krav på rening av lakvatten innan det släpps ut till recipient. Vilka krav och gränsvärden som ska gälla slås fast av domstol och bevakas sedan av ansvarig tillsynsmyndighet. Varje anläggning har specifika krav på utsläpp vilket regleras i anläggningens tillstånd.

2.7 Rening av lakvatten från deponier

Lakvattnets behov av rening beror av mängden föroreningar i vattnet samt de krav och gränsvärden som regleras i avfallsanläggningens tillstånd. Kraven på reduktion av exempelvis kväve- och fosforföroreningar, BOD och olika metaller har generellt blivit högre och regleras idag hårt i varje avfallsanläggningens tillstånd. För att klara de krav och gränsvärden som ställs har verksamhetsutövarna tvingats utveckla och förfinat metoderna för lakvattenhantering och teknikerna för lakvattenrening.

För att minimera lakvattnets reningsbehov krävs åtgärder som minimerar mängden deponerat avfall och förbättrar deponimassornas kvalitet. Generellt gäller att ju mindre avfall som deponeras desto mindre förorenat är det lakvatten som produceras. Att dessutom vara noga med vad som deponeras och hur olika typer av avfall deponeras kan höja kvaliteten på lakvattnet vilket medför att reningsbehovet minskar. Ett exempel på detta är det förbud mot att deponera organiskt material som infördes 2005 för att reducera mängden näringsämnen i lakvattnet (Avfall Sverige, 2012).

2.7.1 Reningstekniker

Lakvatten med olika sammansättning och föroreningsinnehåll kräver olika behandling. De reningstekniker som finns tillgängliga kan delas in i två kategorier, biologiska och kemiska. Exempel på reningstekniker som utnyttjar biologiska processer är luftade dammar, våtmarker och SBR-teknik (satsvis biologisk rening). Exempel på reningstekniker som använder kemiska processer är ammoniakstripping och kemisk fällning.

De reningstekniker som kan användas för att rena lakvatten beskrivs närmare i avsnitt 2.8 *Biologisk rening och mikrobiologiska förutsättningar*, 2.9 *Biologisk avskiljning av kväve*, 3.5.2 *Anläggning för kontinuerlig biologisk rening – KBR* samt kapitel 6 *Andra tekniker för behandling av näringsrikt lakvatten*.

2.8 Biologisk rening och mikrobiologiska förutsättningar

Vid biologisk rening används levande organismer för att rena förorenat vatten från oönskade ämnen. I konventionell vattenrening är det enbart mikroorganismer som har betydelse i reningsprocessen. Bland de mikroorganismer som återfinns i reningsanläggningarna är bakterier den dominerande typen (Svenskt Vatten, 2010a).

Grunden för att biologisk rening ska fungera är en miljö där de bakterier som reningsprocesserna förlitar sig till kan växa till och föröka sig. För att framgångsrik biologisk rening ska vara möjlig krävs det därför förståelse för bakteriernas funktioner och olika behov. Det är viktigt att ha kunskap om de reaktioner som sker i bakterieprocesserna, bakteriernas näringsbehov samt hur olika yttre förhållanden påverkar bakteriernas kapacitet och tillväxt (Tchobanoglous m.fl., 2003).

Sammansättningen av bakterier i en reningsanläggning varierar över tid eftersom bakterietillväxten är beroende av hur vattnets sammansättning förändras. I en reningsanläggning är det därför fördelaktigt med ett artrikt bakteriesamhälle då detta innebär att reningen blir mindre känslig mot förändringar i exempelvis vattensammansättning, pH-värde och temperatur (Svenskt Vatten, 2010a).

2.8.1 Bakteriers näringsbehov och tillväxt

Bakterier är uppbyggda av organiska föreningar och för att växa till och föröka sig behöver de tillgång på energi samt kolkälla till celluppbyggnad. Bakterier utvinner energi genom att omvandla organiskt eller oorganiskt material. Den kolkälla som bakterierna behöver för celluppbyggnaden fås antingen från organiskt material eller från koldioxid i luften (Tchobanoglous m.fl., 2003). Bakterietillväxt kan normalt beskrivas med Monods ekvation (ekvation 1) (Bitton, 2010).

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

där μ är den mikroorganismernas specifika tillväxthastighet, μ_{max} är den maximala specifika tillväxthastigheten för mikroorganismerna, S är koncentrationen av det substrat som begränsar tillväxten och K_s är värdet av S då $\mu/\mu_{max} = 0,5$. μ_{max} och K_s är empiriska koefficienter vilka varierar beroende på mikroorganismernas art och den omgivande miljön.

För att heterotrofa bakterieceller ska kunna växa till och föröka sig behövs förutom tillgång på organisk kolkälla även tillgång till övriga ämnen som ingår i bakteriecellen så som kväve, fosfor, svavel, kalium, kalcium och magnesium (Tchobanoglous m.fl., 2003). Kväve och fosfor utgör mycket viktiga byggstenar i bakteriecellen och utan tillgång på dessa ämnen begränsas bakteriernas tillväxt (Svenskt Vatten, 2010a).

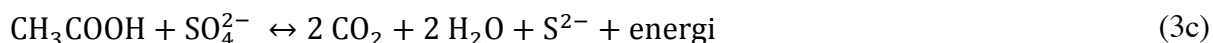
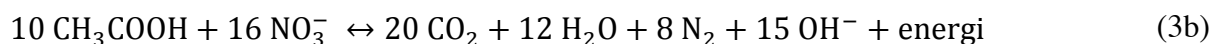
Kväve och fosfor utgör cirka 12 % respektive 2 % av bakteriecellernas torrsbstanshalt. För att uppfylla bakteriernas behov av kväve och fosfor ska förhållandet mellan organiskt material (mätt som BOD₇), kväve och fosfor vara cirka 100:5:1 (Svenskt Vatten, 2010a). Enligt Tchobanoglous m.fl. (2003) är behovet av kväve och fosfor för bakteriers cellbildning cirka 12,2 g kväve och 2,3 g fosfor per 100 g cellbiomassa.

Bakterier kan utvinna energi genom nedbrytning av organiskt material, antingen aerobt eller anaerobt. Reaktionsförloppen för aerob och anaerob nedbrytning visas i ekvation 2 respektive ekvation 3a–3c för den enkla organiska molekylen ättiksyra, CH₃COOH. För information om de olika faserna vid nedbrytning av organiskt material i deponier se 2.2.2 *Nedbrytning i deponier*.

Aerob nedbrytning



Anaerob nedbrytning



Koncentrationen av det substrat (t.ex. ättiksyra) som bakterierna bryter ner för att få energi har stor betydelse för bakteriernas tillväxthastighet. Vid höga koncentrationer av substrat är tillväxthastigheten för bakterier hög (ekvation 1) (Svenskt Vatten, 2010a).

2.9 Biologisk avskiljning av kväve

Vid biologisk kväverening utnyttjas nitrifierande och denitrifierande bakteriers förmåga att omvandla det kväve som finns i vattnet till andra kväveformer. Omvandlingen sker genom de

biologiska processerna nitrifikation där ammonium omvandlas till nitrat och denitrifikation där nitrat och nitrit omvandlas till kvävgas. Den kvävgas som bildas under denitrifikationen avges direkt till atmosfären vilket inte innebär någon negativ miljöpåverkan eftersom atmosfären redan består till cirka 78 % av kvävgas (Nationalencyklopedin, 2014b).

2.9.1 Kvävets kretslopp

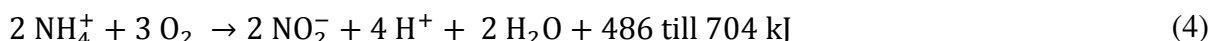
Kväve är ett essentiellt grundämne för alla levande organismer eftersom det är en viktig beståndsdel i bland annat proteiner, aminosyror och nukleinsyror. Kväve är även huvudbeståndsdel i atmosfären (Nationalencyklopedin, 2014b).

Kväve återfinns under normala förhållanden i atmosfären som kvävgas, N₂, vilket består av två kväveatomer som sammanbinds av en trippelbindning. Den starka trippelbindningen gör att kvävgas är stabil och under normala förhållanden inte reagerar med andra ämnen. Kväveföreningar är vanliga både i jordskorpan och i hav, sjöar och vattendrag där kväve återfinns som bland annat ammoniumsalter, nitrat och nitrit. Fritt kväve är ovanligt men kan existera under speciella förhållanden (Nationalencyklopedin, 2014b).

2.9.2 Nitrifikation

Nitrifikation är en biologisk process där ammoniumjoner oxideras till nitrat via nitrit. Nitrifikationen har viktig ekologisk betydelse då processen överför svårörligt ammoniumkväve till nitratkväve vilket är betydligt mer lättörligt. Processen är energigivande och utgör en betydelsefull del i kvävet kretslopp. Vanligen genomförs nitrifikationen av kemolitotrofa nitrifierande bakterier, nitrifierare, vilka får energi för att växa till och föröka sig genom att oxidera ammoniumkväve till nitrat via nitrit (Bohnet, 2003).

Nitrifikationsprocessen sker i två steg där ammoniumoxiderande bakterier (AOB) och ammoniumoxiderande arkeer (AOA) först omvandlar ammoniumkväve till nitrit och där nitritoxiderande bakterier (NOB) därefter omvandlar nitrit till nitrat (Ward, 2011). Nitrifikationens två steg beskrivs schematiskt i ekvation 4 och 5 (Sharma och Ahlert, 1977).



Den totala oxidationsreaktionen beskrivs schematiskt i ekvation 6 (Tchobanoglous m.fl., 2003).



Den grundläggande förutsättningen för en effektiv nitrifikationsprocess är att det finns tillräcklig mängd aktiva bakterier i systemet och att dessa kan tillväxa och föröka sig. Bakterier förökar sig genom delning vilket gör att antalet bakterieceller ökar exponentiellt om gynnsamma förhållanden råder och alla näringsämnen finns tillgängliga i tillräcklig mängd (Svenskt Vatten, 2010a).

Det finns flera faktorer som påverkar hur effektivt de nitrifierande bakterierna kan växa till, föröka sig och omvandla ammoniumkväve till nitrit och nitrat. De parametrar som har störst påverkan på bakteriernas aktivitet är kvävekoncentration, BOD-koncentration, alkalinitet, temperatur och mängden toxiska ämnen. För celluppbyggnaden behöver bakterierna även tillgång till kolkälla, fosfor och spårämnen (Tchobanoglous m.fl., 2003). För en framgångsrik reningsprocess genom nitrifikation måste ovanstående parametrar ställas in noggrant.

En stor del av den energi som nitrifierarna utvinner genom nitrifikationsprocessen går åt till att uppta koldioxid från luften till nybildandet av biomassa. Detta medför att de bakterier som utvinner energi ur oorganiskt material tillväxer och förökar sig betydligt långsammare än bakterier som kan använda organiskt material som kolkälla (Tchobanoglous m.fl., 2003; Svenskt Vatten, 2010a).

Enligt Bohnet (2003) är de nitritoxiderande bakterierna mer känsliga än ammoniumoxiderande bakterier för förändringar i syrehalt och pH-värde vilket gör att ogynnsamma förhållanden leder till en ackumulation av nitrit.

2.9.2.1 Syrehaltens inverkan på nitrifikationen

Syre förbrukas vid nitrifierarnas respiration och en aerob miljö är därför nödvändig för att bakterierna ska kunna omvandla ammonium till nitrit och nitrat. Med utgångspunkt från den totala oxidationsreaktionen (ekvation 4 och ekvation 5) kan det beräknas att den totala mängd syre som åtgår för total oxidation av ammonium till nitrat är 4,57 g syre per gram oxiderat kväve. Av dessa 4,57 g åtgår 3,43 g för nitrifikationens första steg, nitritproduktion, och 1,14 g för nitrifikationens andra steg, nitratproduktion (Tchobanoglous m.fl., 2003; Svenskt Vatten 2010a; Bohnet, 2003). Enligt Ternström och Molin (1994) är ammoniumoxiderarna bättre på att utnyttja syret än de nitritoxiderande bakterierna vilket kan innebära en risk för nitritackumulering om syrehalten inte är tillräcklig.

De nitrifierande bakterierna behöver en syrehalt mellan 1–2 mg/L för att nitrifikationen inte ska påverkas negativt. Högre syrehalter är fördelaktigt för nitrifikationshastigheten men syrehalter över 3–4 mg/L ger liten effekt på bakteriernas aktivitet (Tchobanoglous m.fl., 2003; Svenskt Vatten, 2010a). För att tillräckligt hög syrehalt ska upprätthållas krävs en luftad eller på annat sätt syresatt bassäng.

Utöver det syre som bakterierna får från luftning av bassängen utvinns även en viss mängd syre då bakterierna omvandlar koldioxid och kväve till biomassa (Tchobanoglous m.fl., 2003).

2.9.2.2 Temperaturens inverkan på nitrifikationen

Kemiska reaktioners hastighet ökar med ökande temperatur. Vid biokemiska reaktioner finns dock en gräns för hur höga temperaturer som bakterierna klarar av utan att de enzymer som katalyserar de biokemiska reaktionerna riskerar att skadas. Över en viss temperatur minskar därför bakteriernas tillväxthastighet snabbt. Olika bakterier har olika optimala temperaturintervall inom vilka deras tillväxt är som störst. Vid biologisk rening är det viktigt att temperaturen inte är för låg eftersom nitrifierarnas tillväxthastighet är mycket låg vid låga temperaturer. I system som bygger på biologisk kväverening är det därför av största vikt att temperaturen inte blir för låg för att reningen inte ska påverkas negativt (Svenskt Vatten, 2010a). Enligt Lindquist (2003) fungerar nitrifikationsprocessen ner till ca 4 °C. Vid låga temperaturer sjunker dock bakteriernas aktivitet vilket gör nitrifikationen mycket långsam.

2.9.2.3 pH-värdets inverkan på nitrifikationen

Nitrifierande bakterier är känsliga för förändringar i pH-värde. För att nitrifierarna ska trivas bör pH-värdet ligga i intervallet 7,2–8,9 (Okabe m.fl., 2011). Den effektivaste nitrifikationen fås inom pH-intervallet 7,5–8,0 (Tchobanoglous m.fl., 2003). Enligt Ingesson (1996) upphör nitrifikationen då pH-värdet understiger 5,4–5,7.

2.9.2.4 Ammoniumhaltens inverkan på nitrifikationen

Nitrifikationsprocessens grund är att ammonium omvandlas till nitrat. Tillgängligt ammonium är därför en förutsättning för att nitrifikationsprocessen ska fungera.

Om ammoniumhalten i vattnet är mycket hög finns risk att det kan bildas fri ammoniak. Ammoniak hämmar nitrifikationen om halten överstiger 0,1–1,0 mg/L (Anthonisen m.fl., 1976). Den kemiska jämvikten mellan ammonium och ammoniak är beroende av pH-värde och vid höga pH-värden riskerar ammonium att övergå till ammoniak vilken kan strippas från lakvattnet till luften (RVF Utveckling, 2003).

För att nitrifikationsprocessen ska fungera så bra som möjligt som reningsteknik är en jämn kvävebelastning att föredra.

2.9.2.5 Fosfatfosforhaltens inverkan på nitrifikationen

De nitrifierande bakterierna behöver tillgång på tillgänglig fosfor (i form av fosfatfosfor) för att kunna växa till och föröka sig. Vilken fosfatfosforhalt som krävs för att denna inte ska utgöra en begränsande faktor i nitrifikationen är omstritt och olika källor anger olika värden. Exempelvis har Görfeldt (2008) gjort försök som visar att fosfatfosforhalten ska ligga över 0,1 mg/L, Spangi m.fl. (2008) anger att fosfatfosforhalten ska ligga över 0,5 mg/L och Nordeidet m.fl. (1994) att fosfatfosforhalten ska ligga över 0,15 mg/L. Vidare har Svanberg (2013) gjort försök som visar att fosfatfosforhalten bör utgöra 0,5 % av ammoniumhalten i inkommande vatten och Zhang m.fl. (2009) hävdar att fosfatfosforhalten ska utgöra 1,0 % av ammoniumhalten i inkommande vatten för att framgångsrik nitrifikation ska uppnås. Ytterligare en källa, Barkander (2014 (personligt meddelande)), nämner att en målsättning på en fosfatfosforhalt över 1 mg/L för att fosfatfosfor inte ska utgöra en begränsning för bakteriernas tillväxt och förökning.

I de fall vattnet som ska renas inte innehåller tillräckliga mängder fosfatfosfor kan detta tillföras exempelvis i form av fosforsyra eller avloppsvatten. Vid Norsa lakvattenreningsanläggning tillsätts cirka 0,05 m³ kommunalt avloppsvatten per 1,0 m³ lakvatten som ska renas för att tillgodose bakteriernas behov av fosfor (VafabMiljö, 2013). Försök med fosforsyra som fosforkälla har bland annat gjorts av SYSÄV i en pilotstudie för lakvattenrening vid Spillepens avfallsanläggning (Görfeldt, 2008).

2.9.2.6 Uppehållstidens inverkan på nitrifikationen

Nitrifierarnas långsamma tillväxthastighet gör att en viktig parameter att ta hänsyn till vid planering av reningsanläggningar som bygger på nitrifikation och denitrifikation är uppehållstiden i den aeroba delen där nitrifikationen ska ske.

Den nödvändiga uppehållstiden beror av temperaturen eftersom bakterierna är mer aktiva vid högre temperaturer. Om temperaturen är hög ökar mikroorganismernas aktivitet vilket gör att uppehållstiden kan förkortas.

2.9.2.7 Toxiska ämnens inverkan på nitrifikationen

Nitrifierande bakterier är känsliga för flera såväl organiska som oorganiska ämnen. Ämnen som är toxiska för nitrifierande bakterier är exempelvis organiska lösningsmedel, aminer, proteiner, alkoholer, cyanider, etrar och bensen (Tchobanoglous m.fl., 2003). Eftersom nitrifierarnas aktivitet kan hämmas av många olika ämnen är det ofta svårt att avgöra vad som

är den orsakande faktorn om nitrifikationen inte fungerar som den ska. För att avgöra vad det är som hämmar nitrifikationen krävs därför omfattande provtagning och flertaliga analyser (Tchobanoglous m.fl., 2003).

2.9.3 Denitrifikation

Denitrifikation utgör slutsteget i biologisk kväveavskiljning och under processen reduceras nitrat till kvävgas, via nitrit, kväveoxid och lustgas (ekvation 7) (Tchobanoglous m.fl., 2003).



Denitrifikationen utförs framför allt av heterotrofa bakterier som i syrefattig miljö använder nitrat istället för syre i sin respiration (Zumft, 1997). De flesta denitrifierande bakterier är fakultativa och kan använda både syre och nitrat eller nitrit i sin respiration (Tchobanoglous m.fl., 2003). Under anoxiska förhållanden använder denitrifierarna nitrat eller nitrit som elektronacceptor istället för syre (Svenskt Vatten, 2010a, Bohnet, 2003). För att biologisk kväverening ska fungera är det en förutsättning att denitrifierarna verkar i en anoxisk miljö utan tillgång på löst syre så att kväve istället för syre förbrukas i respirationen.

För att de denitrifierande bakterierna ska kunna växa till och föröka sig i en anoxisk miljö krävs även tillgång till kol för bakteriecellernas uppbyggnad. I denitrifikationsprocessen utgörs den primära kolkällan av organiskt material, till skillnad från i nitrifikation där bakterierna använder koldioxid från luften som kolkälla. Tillgång på tillräckliga mängder lättnedbrytbar kolkälla är en förutsättning för en framgångsrik kväveavskiljning genom denitrifikation (Bohnet, 2003).

Denitrifikationen är en av naturens mest känsliga mikrobiella process och den process som är mest benägen att påverkas av omgivningsfaktorer (Ingesson, 1996).

2.9.3.1 Syrehaltens inverkan på denitrifikationen

För en effektiv denitrifikation krävs en anoxisk miljö där mängden löst syre är låg. Detta beror på att de denitrifierande bakterierna föredrar att använda syre i sin respiration och det är först då inget syre finns tillgängligt som bakterierna börjar använda nitrat eller nitrit som elektronacceptor och kväveavskiljningen blir effektiv (Svenskt Vatten, 2010a).

Det har visat sig att denitrifikationsförmågan för flera typer av bakterier hämmas redan vid syrehalter som överstiger 0,2 mg/L (Tchobanoglous m.fl., 2003; Seitzinger, 1988). Därför måste syrehalten i denitrifikationssteget i den biologiska reningen hållas under detta värde för att kväveavskiljningen ska fungera.

Enligt Svenskt Vatten (2010a) motsvarar denitrifikationsprocessen respiration av 2,86 g syre per gram nitratkväve som reduceras till kvävgas i processen.

2.9.3.2 Temperaturens inverkan på denitrifikationen

Denitrifikationen är temperaturberoende och ökar med ökande temperatur eftersom varmare miljö gynnar bakteriernas aktivitet. Enligt Jansson m.fl. (1991) ökar denitrifikationen med ökande temperatur i intervallet 4–25 °C. Jansson m.fl. uppger även att denitrifikationen kan vara relativt god ner till 4 °C.

2.9.3.3 *pH-värdets inverkan på denitrifikationen*

Under denitrifikationen ökar alkaliniteten i vattnet och pH-värdet höjs vanligen. Enligt Tchobanoglous m.fl. (2003) har inga fall där denitrifikationen hämmats vid pH-värden mellan 7–8 rapporterats. Ingesson (1996) uppger samma intervall, 7–8, som det optimala pH-intervallet för denitrifierande bakterier, vilket är i linje även med andra heterotrofa mikroorganismer. Tchobanoglous m.fl. (2003) uppger att ett pH-värde mellan 6 och 7 kan ha en negativ effekt på denitrifikationen. Tchobanoglous m.fl. (2003) anger även att denitrifierande bakterier vanligen är mindre känsliga för pH-variationer än nitrifierande bakterier.

2.9.3.4 *Fosfatfosforhaltens inverkan på denitrifikationen*

Precis som övriga mikroorganismer behöver denitrifierare tillgång till fosfor för att kunna växa till. Vid tillsats av fosfor är det viktigt att mängden optimeras så att de denitrifierande bakterierna får tillräckligt med fosfor samtidigt som outnyttjad fosfor inte bör lämna systemet då det kan påverka recipienten negativt.

2.9.3.5 *Nitrathaltens inverkan på denitrifikationen*

Nitrattillgången är en avgörande faktor för denitrifikationsprocessen. Ingesson (1996) gör klart att denitrifikationen är klart koncentrationsberoende då nitrathalten understiger 0,1 mg/L. Vidare hävdar Ingesson att en positiv korrelation mellan ökande nitratkoncentration och högre denitrifikationshastighet kunnat påvisas i laboratorieförsök, vilket visar att ekvation 1 gäller.

För att tillgodose nitratbehovet i denitrifikationssteget i anläggningar för biologisk rening är den viktigaste källan till nitrat nitrifikation eftersom processerna i nitrifikationen har nitrat som slutprodukt (Ingesson, 1996).

2.9.3.6 *Kolkällans inverkan på denitrifikationen*

Eftersom denitrifikationsprocessen är energikrävande krävs någon form av substrat som energi- och kolkälla. Kolkällan hjälper dessutom till att bibehålla den anaeroba miljön genom att andra mikroorganismer förbrukar syre vid nedbrytning av det organiska materialet (Ingesson, 1996). En högre grad av nedbrytbarhet hos det organiska materialet är positivt för denitrifierarna eftersom det gör att de lättare kan tillgodogöra sig energin och kolet (Svenskt Vatten, 2010a).

Exempel på substrat som kan användas som kolkälla i denitrifikationssteget i biologiska reningsanläggningar är metanol, etanol, glykol, ättiksyra eller olika kombinationer av dessa (Nikolic och Sundin, 2006). En annan möjlig lösning är att återföra slam till denitrifikationssteget för att tillgodose bakteriernas behov av energi och kol.

Mängden COD som åtgår för reduktion av 1 g nitratkväve till kvävgas är cirka 4 g varav 1,14 g åtgår till cellsyntes och 2,86 g till omvandlingen av nitrat till kvävgas (Barth m.fl., 1968; Nikolic och Sundin, 2006).

Den mest använda kolkällan är metanol eftersom denna ger en relativt hög denitrifikationshastighet samtidigt som driftkostnaden är låg (Nikolic och Sundin, 2006). Etanol är dock fördelaktigt med avseende på COD-innehåll (2,1 g COD/g etanol) jämfört med metanol (1,5 g COD/g metanol) och glykol (1,7 g COD/g glykol). Det högre COD-innehållet i

etanol gör att denitrifikationshastigheten är tre gånger högre för etanol jämfört med metanol (Nikolic och Sundin, 2006). Etanol är även fördelaktigt ur det avseende att tillväxperioden för bakterierna är kortare för etanol än för metanol (Nikolic och Sundin, 2006). Ättiksyra ger ofta de högsta denitrifikationshastigheterna eftersom dess sammansättning gör att ämnet liknar de lättnedbrytbara organiska föreningarna som ofta finns i inkommande förorenat vatten (Svenskt Vatten, 2010b).

Vid tillsats av kolkälla är det viktigt att mängden optimeras så att de denitrifierande bakterierna får tillräcklig mängd kolkälla samtidigt som outnyttjad kolkälla inte bör lämna systemet eftersom det innebär att vatten med höga BOD-halter kan nå recipienten och påverka denna negativt.

2.9.3.7 Uppehållstidens inverkan på denitrifikationen

Uppehållstiden i denitrifikationssteget är precis som för nitrifikationsprocessen starkt beroende av övriga påverkande parametrar så som temperatur och typ av kolkälla. Den nödvändiga uppehållstiden beror av temperaturen eftersom bakterierna är mer aktiva vid högre temperaturer vilket gör att uppehållstiden kan förkortas om temperaturen är hög.

Denitrifierarnas tillväxhastighet är något högre än nitrifierarnas varför uppehållstiden i denitrifikationssteget inte behöver vara lika lång som i nitrifikationssteget (Tchobanoglous m.fl., 2003; Svenskt Vatten, 2010a).

2.9.4 Efterluftning

Luftning kan vara ett sätt att reducera BOD-halterna i vatten. Eftersom tillsats av kolkälla i denitrifikationssteg kan vara svår att optimera kan efterluftning vara ett sätt att få bort BOD som ej förbrukats av de denitrifierande bakterierna. Prokešová 1962 visade att luftning har en positiv inverkan på reduktion av BOD från vatten med höga BOD-halter.

2.9.5 Sedimentation

För att avskilja partiklar med högre densitet än vatten kan sedimentation användas som ett steg i reningsprocessen. Sedimentation används därför ofta i kombination med andra reningstekniker, både biologiska och kemiska, för att avskilja partiklar med hög densitet. Sedimentation kan användas både som förbehandling inför andra reningssteg eller som efterbehandling för att avskilja partikelbundna föroreningar. Sedimentation är en mycket vanlig reningsteknik som bland annat används på de flesta avloppsreningsverken i kombination med andra reningstekniker (Svenskt Vatten, 2010a).

I reningsprocesser förekommer tre olika typer av sedimentering, diskret sedimentering, flockulent sedimentering och hindrad sedimentering. Vid diskret sedimentering sedimenterar partiklar fritt utan att påverkas av andra partiklar till skillnad från vid hindrad sedimentering då koncentrationen av partiklar är så hög att den påverkar sedimentationsförloppet. Vid flockulent sedimentering slås partiklar samman med andra partiklar, flockas, under sedimenteringsförloppet (Svenskt Vatten, 2010a).

2.9.5.1 Stokes lag

Hastigheten med vilken en partikel sjunker i vätska kan beräknas med Stokes lag. Enligt Stokes lag är sjunkhastigheten proportionell mot densitetsskillnaden mellan partikeln och

vattnet och beror av partikeldiametern i kvadrat. Sjunkhastigheten är enligt Stokes lag även omvänt proportionell mot vätskans viskositet. Stokes lag visas i ekvation 8.

$$v_s = \frac{g}{18} (\sigma_s - \sigma_l) \frac{d^2}{\mu} \quad (8)$$

där v_s är partikelns sjunkhastighet [m/s], g är tyngdkraftsaccelerationen [m/s^2], σ_s är partikelns densitet [kg/m^3], σ_l är vätskans densitet [kg/m^3], d är partikelns diameter [m] och μ är vätskans viskositet [kg/(sm)] (Svenskt Vatten, 2010a).

Stokes lag gäller för idealfallet då de partiklar som sjunker är runda och sjunker sakta (Svenskt Vatten, 2010a). Eftersom få partiklar följer idealfallet kan Stokes lag endast fungera som en approximation för att få en översiktlig bild av hur partiklarna i ett system kan komma att bete sig.

Viskositeten är temperaturberoende och ökar vid minskande temperatur. Varierande temperatur kan därför ha stor betydelse för hur väl sedimenteringen fungerar (Svenskt Vatten, 2010a).

2.9.5.2 Ytbelastning

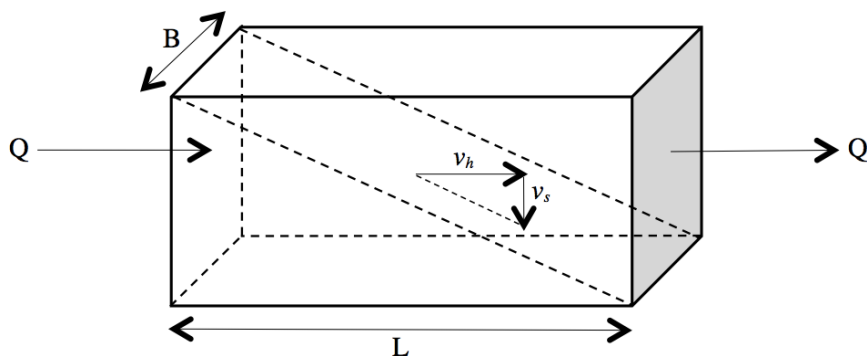
För planering och dimensionering av sedimentationsbassänger är begreppet ytbelastning ett värdefullt hjälpmedel. Om man antar att det vatten som kommer in till en sedimenteringsbassäng fördelar sig jämnt över hela bassängens tvärsnitt och strömmar genom bassängen mot utloppet med samma hastighet för hela tvärsnittet kan beräkningar göras för att partiklar med en viss sjunkhastighet ska hinna sjunka till botten innan de nått bassängens utlopp (Svenskt Vatten, 2010a).

Ytbelastningen beskriver förhållandet mellan flöde och bassängyta och är lika med sjunkhastigheten, v_s , för en partikel som precis hinna avskiljas i ett system (ekvation 9).

$$\text{Ytbelastning} = \frac{Q}{B \cdot L} = \frac{Q}{A} \quad (9)$$

där Q [m^3/s] beskriver flödet, B [m] bassängens bredd, L [m] bassängens längd och A [m^2] bassängens area.

Enligt ytbelastningsresonemanget som beskrivs schematiskt i figur 2 kommer alla partiklar med högre sjunkhastighet (v_s) samt en del av de partiklar som har lägre sjunkhastighet men som befinner sig under ytan vid inloppet att avskiljas (Svenskt Vatten, 2010a).



Figur 2. Schematisk beskrivning av begreppet ytbelastning, där Q beskriver flödet, B bassängens bredd, L bassängens längd, v_h vattnets hastighet och v_s vattnets sjunkhastighet.

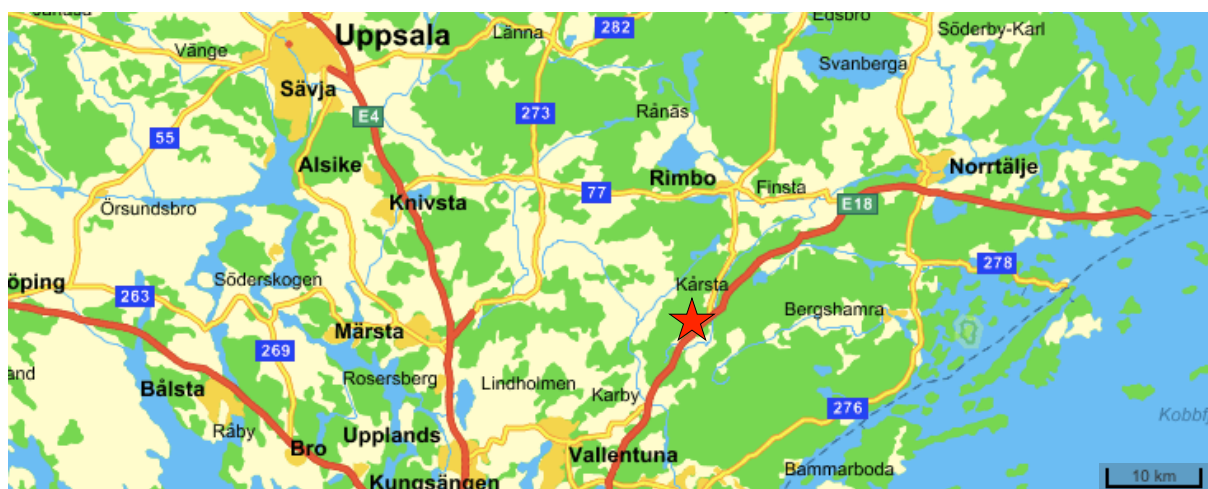
Den bakomliggande teorin för ytbelastningsbegreppet förutsätter laminär och stabil strömning varför sedimenteringsförloppet i praktiken ofta avviker från ytbelastningsresonemanget (Svenskt Vatten, 2010a). Sedimenteringseffektiviteten påverkas starkt av strömningar och virvlar som uppstår i bassängen varför det sällan uppnås en högre sedimenteringseffekt än cirka 60 % av den teoretiska (Svenskt Vatten, 2010a). Sedimenteringsbassänger måste därför ha en väl tilltagen dimensionering för att tillräcklig avskiljning av partiklar ska uppnås.

3 VERKSAMHETSBESKRIVNING OCH PLATSFÖRHÅLLANDEN FÖR LÖT AVFALLSANLÄGGNING

Vid SÖRAB:s avfallsanläggning i Löt sker olika typer av avfallshantering vid flera olika verksamhetsytor. Vid anläggningen sker sortering, mellanlagring, behandling av förorenade jordar samt deponiverksamhet. Anläggningen tar inte emot hushållsavfall utan majoriteten av avfallet utgörs av verksamhetsavfall. På området finns även en återvinningscentral och utvecklade system för lak- och processvattenrening.

Anläggningen har varit i drift sedan 1995 och är lokaliserad i Vallentuna kommun, drygt 20 km nordöst om Vallentuna tätort (figur 3).

KBR-anläggningen på Löt avfallsanläggning är dimensionerad i full skala för att kunna rena allt näringsrikt deponivatten som anläggningens IFA-deponi ger upphov till, vilket uppgår till cirka 40 000 m³ under ett normalår och cirka 100 000 m³ under ett extremår (SÖRAB, 2014a).



Figur 3. Karta med Löt avfallsanläggning markerad. © Lantmäteriet/Metria 2014

3.1 Markanvändning, markförhållanden och jordarter

Löt avfallsanläggning upptar ett område på cirka 65 ha och de omkringliggande markerna består till största del av skog med inslag av betesmark. Precis intill anläggningen passerar även den starkt trafikerade motorvägen E18. För att kontrollera vattenkvaliteten provtas ytvattnet i det dike som avleder vatten från anläggningen både upp- och nedströms utsläppspunkten (SÖRAB, 2014a).

Jordarterna i området för avfallsanläggningen domineras av postglacial lera och postglacial finsand med inslag av sandig morän och berg (SGU, 2014a). Jorddjupet i området är som störst precis där anläggningen är belägen där jorddjupet mäter cirka 10–20 m. I omkringliggande områden varierar jorddjupet mellan 0–10 m (SGU, 2014b).

3.2 Hydrologiska förhållanden och nederbörd

Löt avfallsanläggning är belägen i en sänka bestående av tre dalgångar med högre liggande marker i alla väderstreck undantaget nordöst. Vattenflöden riktas därmed mot nordöst och det är även i denna riktning som recipienten, sjön Jälnan, är lokaliserad (figur 4).

3.2.1 Grundvatten

Enligt SGU:s grundvattenkarta finns inga större grundvattenmagasin på området för anläggningen och inte heller i de närmsta omgivningarna (SGU, 2014c). Grundvattenströmningens riktning kan antas följa topografin vilket ger en grundvattenströmning mot nordöst i riktning mot sjön Jälnan.

Grundvattenytans nivå under anläggningen varierar över året. Vid den senaste mätningen (april 2014) mätte grundvattennivån under anläggningen cirka 0,60–1,50 m från markytans nivå (Bergab, 2014). Det täta lerskiktet i området gör att mängden process- och lakvatten som tränger ner till grundvattnet blir liten.

3.2.2 Recipient

Renat vatten från avfallsanläggningen avleds till sjön Jälnan (figur 4). Jälnan är ligger cirka 3,3 km nordöst om Löt avfallsanläggning och vattnet transporteras dit via ett mindre dike (figur 5). Enligt SMHI:s vattenwebb mäter Jälkans area totalt 0,39 km³ (SMHI, 2014a).



Figur 4. Recipienten Jälkans lokalisering.
© Lantmäteriet/Metria 2014



Figur 5. Diket som avleder vatten från Löt avfallsanläggning till recipienten. © SÖRAB 2008

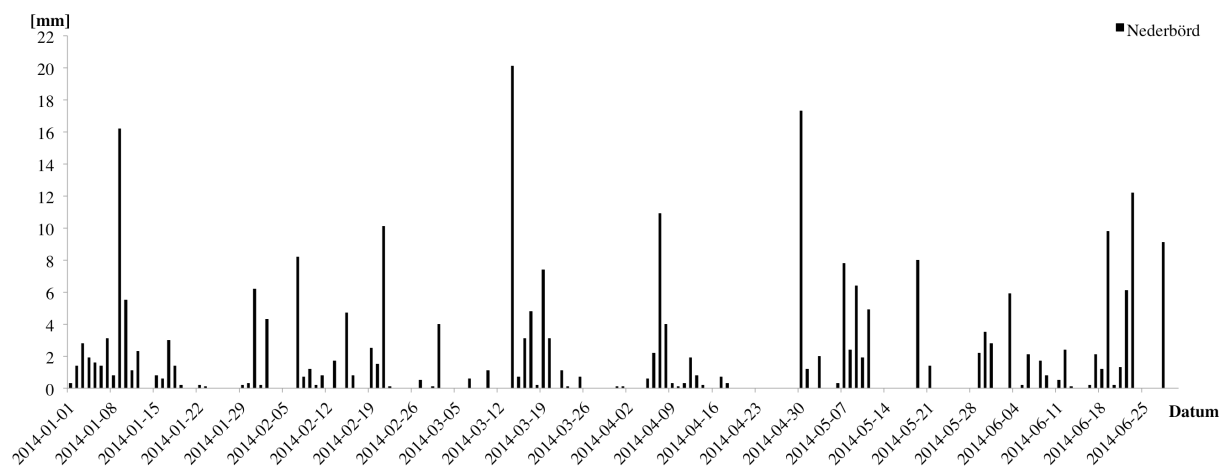
Det naturliga flödet i diket varierar över året. Uppströms utsläppspunkten är flödet generellt högst vid snösmältningen kring mars–april och lägst sommartid under perioden juni–oktober. Flödet nedströms utsläppspunkten är beroende av hur driften på avfallsanläggningen planeras. Vatten släpps generellt ut periodvis vilket gör att flödet i diket till viss del kan regleras från anläggningen. Flödet både upp- och nedströms utsläppspunkten är även beroende av mängden nederbörd som faller, se vidare under 3.2.3 *Nederbörd*.

Enligt SÖRAB:s miljörapport för 2013 utgjorde lakvattenflödet från Löt avfallsanläggning under 2013 mindre än 2 % av det totala flödet till Jälnan.

3.2.3 Nederbörd

Mängden nederbörd som faller över Löt avfallsanläggning har mycket stor påverkan på både mängden förorenade vattenflöden från anläggningen och på de olika strömmarnas kvalitet. Nederbörden mäts och sammanställs av SMHI och mätdata levereras till SÖRAB två gånger

per år. Närmaste mätområde för nederbörd är Norrtäljeån (HBV-sverigeområde 59-002). I figur 6 visas nederbörden för första halvåret av 2014 (SMHI, 2014b).



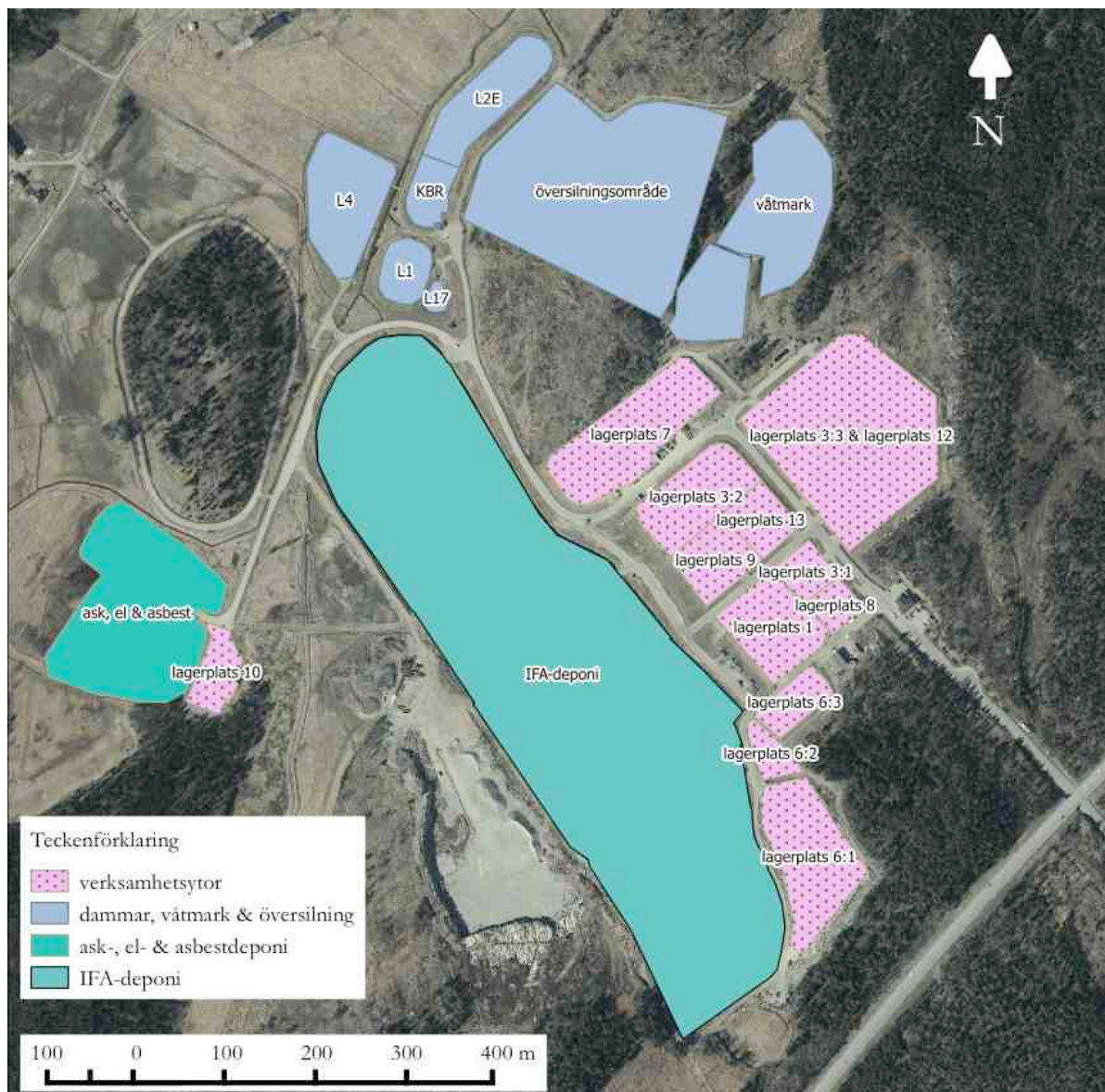
Figur 6. Nederbördsdata från mätområde Norrtäljeån för perioden 2014-01-01 till 2014-06-30 (SMHI, 2014b).

3.3 Avfallshantering och teknisk beskrivning av anläggningen

Några av de verksamheter som sker på Löt avfallsanläggning är sortering, mellanlagring, behandling av förorenade jordar samt deponiverksamhet. På området finns även en återvinningscentral som kan brukas av privatpersoner. Enligt gällande tillstånd får Löt avfallsanläggning ta emot 45 000 ton farligt avfall och 370 000 ton övrigt avfall. Vid anläggningen får det årligen deponeras 200 000 ton icke-farligt avfall, 80 000 ton inert avfall samt 30 000 ton farligt avfall.

Nedan listas de ytor som finns på anläggningen och i figur 7 visas en översiktlig bild av den verksamhet som sker på anläggningen.

- Lagringsytor (13 st)
- IFA-deponi
- Ask-, el- och asbestdeponi
- Lagringsdammar för lak- och processvatten
- Våtmark
- Översilningsyta
- Anläggning för kontinuerlig biologisk rening



Figur 7. Översikt över verksamheten på Löt avfallsanläggning. © SÖRAB 2014

3.3.1 Deponi för icke-farligt avfall

På anläggningen finns en aktiv deponi för icke-farligt avfall (IFA-deponi). Deponin påbörjades 1995 och har varit i drift sedan dess. Eftersom deponin påbörjades innan 2005 då förbudet mot att deponera organiskt material infördes innebär det att deponin innehåller stora mängder organiskt material i förhållande till deponier som påbörjats efter förbudets införande. Numera används deponin främst för deponering av förorenade jordar.

De äldre delarna av IFA-deponin utgörs främst av nedbrytningsceller med deponerat organiskt material och de senare delarna av deponin består främst av sorteringsrester, fyllnadsmassor och förorenade jordar (SÖRAB, 2014b).

Det organiska materialet i IFA-deponin och den anaeroba miljön i deponin gör att deponin ger upphov till ett näringsrikt vattenflöde till anläggningens vattenmassor. Det näringsrika vattnet från IFA-deponin innehåller framförallt höga halter av olika kväveföreningar. För att undvika skadlig miljöpåverkan renas det näringsrika lakvattnet från deponin i flera steg innan det avleds till recipienten Jälnan.

Sammantaget har 2 700 000 ton avfall hittills deponerats på SÖRAB:s IFA-deponi på Löt avfallsanläggning.

3.4 Vattenflöden och lakvattenbildning

Löt avfallsanläggning ger upphov till flera förorenade lak- och processvattenflöden. Lakvattnet inom anläggningen består av lak-, process- och dagvatten från anläggningens olika verksamhetsytor (SÖRAB, 2014b). I dagsläget separeras lak- och processvatten i en näringsrik och en näringsfattig delström. Det näringsrika vattnet kommer från IFA-deponin samt lagrings- och sorteringsytor och det näringsfattiga vattnet kommer från behandlingsytorna för förorenade jordar. Den mer näringsrika delströmmen samlas upp och flödesutjämnas i en luftad damm (L4) och en oluftad damm (L2E).

Hur mycket vatten som lakas ut från IFA-deponin varierar beroende på hur mycket nederbörd som faller i området. Under ett normalår lakas det ut cirka 40 000 m³ näringsrikt vatten från IFA-deponin och under ett extremår uppskattningsvis 100 000 m³. Vattnet innehåller stora mängder kväve, framförallt i form av ammoniumkväve (SÖRAB, 2014c; (SÖRAB, 2014a). Ett processchema över de vattenflöden som finns på Löt avfallsanläggning visas i appendix A.

3.4.1 Riktvärden för utsläpp

Slutgiltiga villkor för behandling och utsläpp av lakvatten, vatten från behandlings- och lagringsytor samt övrigt uppsamlat drän- och dagvatten har ej beslutats för Löt avfallsanläggning. Fram till att miljödomstolen fattat beslut om slutgiltiga gränsvärden gäller tillfälliga riktvärden för anläggningen (tabell 1). Riktvärdena är giltiga under hela provotiden och till dess miljödomstolen beslutar om eventuella förändringar (dvs. minst t.o.m. 31 december 2014).

Tabell 1. Riktvärden för utsläpp från Löt avfallsanläggning, giltiga under provotiden och till dess miljödomstolen beslutar om eventuella förändringar.

Parameter	Riktvärde	Riktvärde [kg/år]
BOD ₇	15 mg/L	1 000
TOC	120 mg/L	8 000
Suspenderade ämnen	60 mg/L	4 000
Ammoniumkväve	10 mg/L	-
Totalkväve	-	1 000
Totalfosfor	-	15
Arsenik, As	8 µg/L	0,6
Bly, Pb	5 µg/L	0,4
Kadmium, Cd	0,4 µg/L	0,03
Klorid, Cl	1 800 mg/L	-
Koppar, Cu	15 µg/L	1
Krom, Cr	20 µg/L	1,4
Kviksilver	0,1 µg/L	0,007
Nickel, Ni	50 µg/L	3,5
Zink	80 µg/L	6

3.4.2 Vattenkvalitet

Kvaliteten hos vattnet i olika vattenströmmar på anläggningen kontrolleras kontinuerligt genom provtagning i ett flertal punkter enligt SÖRAB:s egenkontrollprogram.

För detta projekt är framförallt kvaliteten på lakvattnet från IFA-deponin av intresse då det är detta vatten som renas i KBR-anläggningen. Dock är även kvaliteten på det vatten som finns lagrat i vissa utjämningsmagasin aktuell då ingående vatten till KBR-anläggningen till viss del späds ut med lagrat vatten (som dock ursprungligen också kommer från IFA-deponin) då flödet från IFA-deponin är litet.

Nedan beskrivs hur KBR-anläggningens ingående vatten samt det utgående vattnet från hela anläggningens kvalitet varierade under 2013.

3.4.2.1 Inkommande lakvatten till KBR-anläggningen

Kvaliteten på lakvattnet från Löt's IFA-deponi skiljer sig åt beroende på om lakvattnet kommer direkt från deponin eller om det lagrats i något av utjämningsmagasinen (L4 eller L2E (figur 7)). Vatten som kommer direkt från IFA-deponin innehåller generellt höga halter av kväve i form av ammonium, omkring 450 mg NH_4^+ /L. Vattnet i lagringsdammarna innehåller betydligt lägre kvävehalter, sällan över 100 mg N/L (SÖRAB, 2014b).

Vad gäller halter av fosfor, BOD_7 och TOC i vattnet från IFA-deponin innehåller det generellt högre halter jämfört med det vatten som lagrats i utjämningsmagasinen (SÖRAB, 2014b).

3.4.2.2 Utgående vatten från anläggningen

Mängden föroreningar som släpps ut från Löt avfallsanläggning varierar från år till år vilket framförallt beror av mängden nederbörd. Under 2013 rapporterade SÖRAB i företagets miljörapport för Löt avfallsanläggning att årsmängdriktvärdena för totalkväve (1000 kg), totalfosfor (15 kg) och BOD_7 (1000 kg) överskridits under den aktuella perioden.

Mängden totalkväve som släpptes ut under 2013 uppgick till 2730 kg vilket tros bero av att mer kväve lakats ut från IFA-deponin som en följd av de stora nederbörds mängder som föll under 2012 (SÖRAB, 2014a).

Vad gäller mängden totalfosfor som släpptes ut under 2013 uppgick denna till 27 kg. I miljörapporten från 2013 anger SÖRAB att totalafosforhalten låg mellan 0,14 mg/L och 0,48 mg/L vilket är i samma storleksordning som för vatten från kommunala reningsverk.

Mängdriktvärdet för BOD_7 överskreds under 2013 med cirka 3 % (1031 kg).

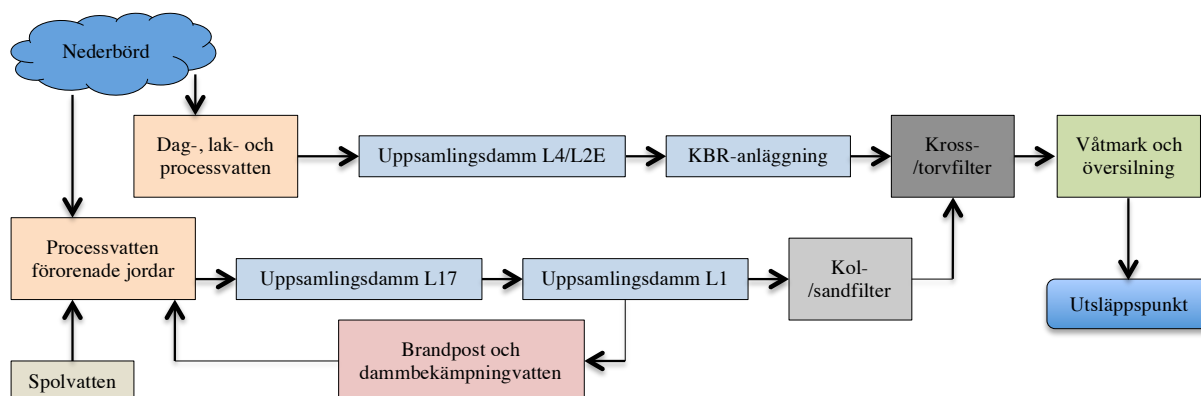
3.5 Lak- och processvattenhantering

För detta projekt är det endast det lakvattenflöde som härstammar från den aktiva deponin för icke-farligt avfall som är av intresse men då lak- och processvatten tidigare haft gemensam hantering på anläggningen inkluderas även andra flöden än lakvattnet från den aktiva IFA-deponin i redogörelsen nedan.

3.5.1 Förändringar i lakvattenhantering

Lakvattenreningen på Löt avfallsanläggning togs i bruk hösten 1998. För att uppnå en så effektiv rening som möjligt har lakvattenreningen vid anläggningen förbättrats och utvecklats

i flera steg sedan driftstarten. I processschemat i figur 8 ses nuvarande lakvattenhanteringssystemets struktur vid anläggningen. Därefter följer en redogörelse för hur lakvattenreningen vid anläggningen har utvecklats och förändrats sedan driftstarten för att komma fram till den nuvarande strukturen. Beskrivningen bygger på information från SÖRAB:s *Halvårsrapport vattenkontroll Löt avfallsanläggning 2014* samt *Miljörapport vattenkvalitet Löt avfallsanläggning 2014*. Båda rapporterna färdigställdes under 2014 och finns tillgängliga via företaget (SÖRAB, 2014a; SÖRAB 2014b).



Figur 8. Översiktligt processschema över lak- och processvattenhanteringen vid Löt avfallsanläggning 2014.

1998-2012

När lakvattenreningen på Löt avfallsanläggning togs i bruk hösten 1998 bestod denna av en damm för vatten från förorenade jordar, ett kross-/torvfilter, en uppsamlingsdamm, en luftningsdamm, en större våtmark (ca 30 000–35 000 m³) samt en översilningsyta.

Fram till 2011 samlades allt lak- och processvatten från Löt i utjämningsmagasinet L1 vilket sedan 1999 var utrustat med en ytluftare. Från utjämningsmagasinet pumpades vatten till en stor luftad damm (L2) där vattnet cirkulerades mellan en luftad och en oluftad del. När vattnet uppnått en tillräckligt låg ammoniumhalt pumpades det till en våtmark och därefter silades det genom ett skogsbeklätt översilningsområde. Innan vattnet rann ner över översilningsytan passerade det genom ett kross-/torvfilter. Då vattnet passerat genom översilningsytan samlades det i utsläppspunkten där det kontrollerades innan det avleddes till recipienten. Det vatten som ej uppnått tillräckligt låga föroreningshalter pumpades tillbaka till den luftade L2-dammen för att behandlas vidare.

Under 2011 togs en ny 21 000 m³ stor uppsamlingsdamm (L4) för process- och lakvatten i bruk vilken kompletterade den tidigare lakvattenreningen genom att ersätta L1-dammen som utjämningsmagasin. L4-dammen utrustades med två ytluftare. Sedan L4-dammen togs i bruk används L1-dammen enbart som kontrolldamm för processvatten från behandlingsytan för förorenade jordar. Den nya L4-dammen innebar en stor kapacitetshöjning för anläggningen och var även ett stort steg mot att separera olika vattenströmmar på anläggningen för att kunna behandla dem separat efter deras respektive karaktär. L4-dammen innebar att lagring och behandling av näringsfattigt processvatten från behandlingsytor för förorenade jordar och oljeslam kunde separeras från övrig lakvattenhantering.

Driftstarten av L4-dammen innebar inga övriga förändringar i hanteringen av det näringsrika lakvattnet än att det separerades från mer näringsfattiga strömmar. Vidare behandling fortsatte som tidigare med behandling i den luftade L2-dammen, våtmarken, kross-/torvfiltret och översilningsytan.

Under 2012 utvecklades L4-dammen och flytväggar installerades för att skapa separata syresättnings- och sedimentationszoner. Dessutom förstärktes den befintliga ytluftningen genom installation av bottenförlagda syresättningslangar.

2013

Under våren 2013 genomfördes en omledning av processvattnet från L1-dammen för vatten från förorenade jordar och oljeslam så att det inte längre behandlades i den luftade L2-dammen, detta eftersom vattnet inte längre innehöll höga halter av näringsämnen. Tack vare omledningen ökade uppehållstiden i den luftade L2-dammen, våtmarken och översilningsytan för det näringsrika lak- och processvattnet från L4-dammen.

Under 2013 genomfördes även åtgärder för att minska mängden suspenderade ämnen i processvattnet från förorenade jordar som ett ytterligare steg i att separera och behandla olika vattenströmmar utifrån deras karaktär. De genomförda åtgärderna innebar att vattnet började behandlas med ett sand-/kolfilter innan behandling i översilningsytan.

2014

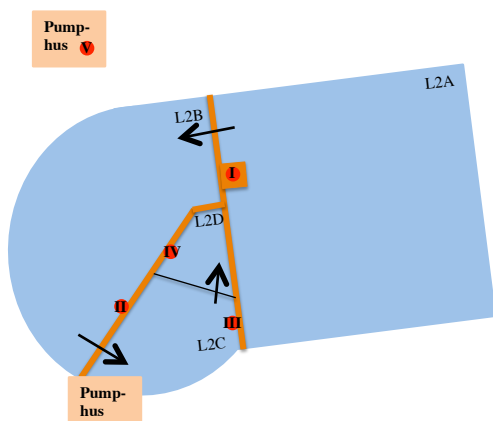
Under 2014 byggdes den tidigare luftade L2-dammen om för att i ett pilotförsök i fullskala försöka optimera kvävereningen av näringsrikt lakvatten från deponin för icke-farligt avfall. Vid ombyggnationen av L2-dammen gjordes dammen om till en anläggning för kontinuerlig biologisk rening innehållande fyra delbassänger (L2A, L2B, L2C och L2D) resterande volym fungerar som en lagringsdamm (L2E). Försöksanläggningen för kontinuerlig biologisk rening togs i bruk i maj 2014 och försök har genomförts sedan driftstarten i maj till och med oktober. Närmare beskrivning av anläggningen för kontinuerlig biologisk rening återfinns i avsnitt 3.5.2 *Anläggning för kontinuerlig biologisk rening – KBR*.

Ett processschema över process- och lakvattenhanteringen vid Löt avfallsanläggning 2014 visas i figur 8.

3.5.2 Anläggning för kontinuerlig biologisk rening – KBR

För att reducera mängden kväve i utgående vatten från Löt avfallsanläggning har SÖRAB utvecklat och konstruerat en anläggning för kontinuerlig biologisk rening. KBR-anläggningen bygger på reningsteknik där kväve avskiljs genom de biologiska processerna nitrifikation och denitrifikation.

Den uppförda KBR-anläggningen består av fyra reningssteg, nitrifikation (L2A), denitrifikation (L2B), efterluftning (L2C) samt sedimentation (L2D). En schematisk översikt över processtegen i KBR-anläggningen visas i figur 9 och i figur 10 visas KBR-anläggningen sett från ovan. I figur 11–14 ses KBR-anläggningens olika bassänger under driftförsöken.



Figur 9. Schematisk översikt av KBR-anläggningens processteg med provtagningspunkter markerade (I-V). Bilden är inte skalenlig.



Figur 10. KBR-anläggningen med de olika reningsstegen markerade (L2A–L2D). © SÖRAB 2014



Figur 11. Nitrifikationsbassängen, L2A. Foto: Liselott Karlsson



Figur 12. Denitrifikationsbassängen, L2B. Foto: Liselott Karlsson



Figur 13. Efterluftningsbassängen, L2C, samt pumphuset för utgående vatten. Foto: Liselott Karlsson



Figur 14. Sedimentationsbassängen, L2D. Foto: Liselott Karlsson

KBR-anläggningen är dimensionerad för att under en driftperiod på åtta månader per år klara att behandla 100 000 m³ lakvatten vilket ungefär motsvarar flödet från IFA-deponin vid ett extremår (SÖRAB, 2014c). Det dimensionerade flödet genom anläggningen är 420 m³/d. Under de månader som KBR-anläggningen inte är i drift lagras det lakvatten som IFA-deponin ger upphov till i någon av anläggningens lagringsdammar.

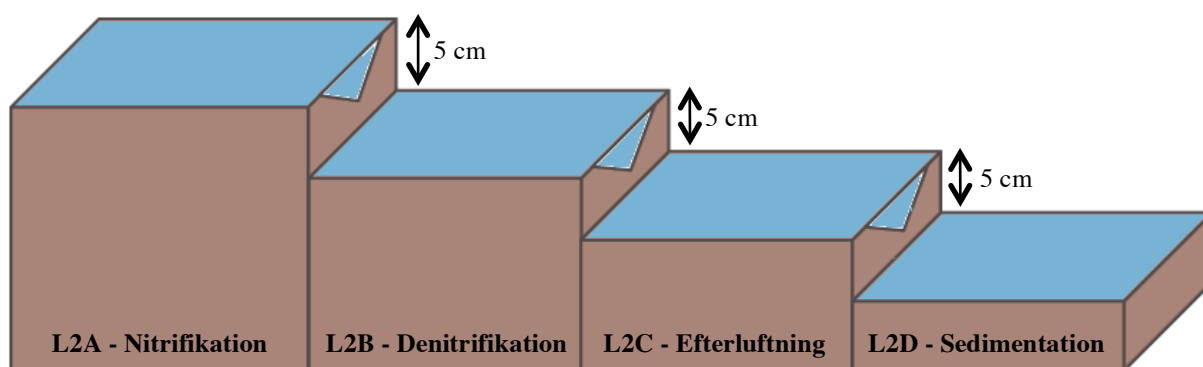
De fyra bassängernas dimensionering och specifikationer återfinns i tabell 2.

Tabell 2. Specifikationer för KBR-anläggningens reningssteg.

Bassäng	Funktion	Volym [m ³]	Djup [m]	Uppehållstid [d]	Övrigt
L2A	Nitrifikation	5 000	3	10–12	Luftad, periodvis uppvärmd
L2B	Denitrifikation	1 500	3	3	Omrörd
L2C	Efterluftning	800	3	1,5	Luftad
L2D	Sedimentation	700	3	0,5	Ytbelastning 0,08 m/h

Luftningen i nitrifikationssteget och efterluftningen sker med bottenluftare med reglerbar effekt. I nitrifikationssteget är luftarna jämnt utspridda över hela bassängen medan de i efterlufts-bassängen är placerade i ena änden av bassängen eftersom de har återanvänts från den gamla L2-dammen utan att flyttas om. I nitrifikationsbassängen fungerar luftarna även som omrörare och hjälper till att hålla slammet i suspension.

Flödet genom anläggningen är kontinuerligt och bassängerna är projekterade för att vattnet ska rinna över triangulära överfall mellan bassängerna. För att vattnet ska gå i rätt riktning genom anläggningen är den byggd så att vattenytan ska ligga 5 cm lägre mellan varje reningssteg vilket innebär att vattenytan i det sista reningssteget (sedimentationsbassängen, L2D) ligger 15 cm lägre än vattenytan i det första reningssteget (nitrifikationssteget, L2A) (figur 15).



Figur 15. Principskiss över hur vattnet i anläggningen rinner mellan de olika bassängerna.

KBR-anläggningen utgörs av ett kontinuerligt system där alla bassänger har en öppen vattenyta. Med undantag för pumphusen har inga delar tak, varför nederbörd, vind och utomhustemperatur kan påverka processerna. Detta gör att vattnet i anläggningen periodvis måste värmas upp för att de biologiska reningsprocesserna inte ska avstanna. Uppvärmningsförsök skedde under hösten 2014 med en dieseldriven värmepanna. Under vintern 2014 kommer SÖRAB installera en gaspanna som kommer värma vattnet i KBR-anläggningen med uppsamlad deponigas. Det uppvärmda lakvattnet sprids via perforerade slangar i botten på nitrifikationssteget.

Anläggningen för kontinuerlig biologisk rening av lakvattnet från IFA-deponin färdigställdes våren 2014 och pilotförsök för avskiljning av kväve påbörjades i maj samma år.

3.5.2.1 Kostnader

I oktober 2014 hade investeringskostnaderna för KBR-anläggningen uppgått till cirka 7 miljoner kronor. I det fall pilotanläggningen blir framgångsrik och kan användas i normal drift kommer troligtvis investeringskostnaden att öka något för att de provisoriska lösningar som används under pilotstudien ska kunna byggas om och bli permanenta.

Kostnaderna för drift och underhåll hade i november 2014 ännu inte sammanställts.

4 MATERIAL OCH METODER

4.1 Försöksplanering

För att undersöka hur olika parametrar påverkar avskiljningen av kväve från lakvattnet från IFA-deponin på Löt avfallsanläggning togs en översiktlig försöksplanering fram. Grunden till försöksplaneringen lades under litteraturstudien och försök planerades för att undersöka hur de parametrar som identifierats under litteraturstudien i praktiken påverkar avskiljningen av kväve från det aktuella lakvattnet.

Försök planerades för att testa nedanstående parametrars påverkan på avskiljningen av kväve från lakvattnet:

- Tillsatt fosfor i nitrifikationssteget
- Tillsatt kolkälla i denitrifikationssteget
- Tillsatt fosfor i denitrifikationssteget
- Uppehållstiden i alla ingående steg (flödet genom anläggningen)
- Luftning i nitrifikationssteget
- Temperaturens inverkan på kväveavskiljningen

Då studien genomfördes i full skala på en nybyggd anläggning tvingades den framtagna försöksplaneringen modifieras några gånger under projektet med anledning av olika driftstörningar. Försöksplaneringen uppdaterades dessutom kontinuerligt för att anpassas till resultaten från provtagningarna.

4.1.1 Analyserade parametrar

För att få en heltäckande bild av lakvattnets karaktär i varje steg i reningsprocessen togs vattenprover två gånger per vecka som vid varje provtagningstillfälle analyserades med avseende på:

- Totalkväve
- Ammoniumkväve
- Nitratkväve
- Nitritkväve
- Totalfosfor
- Fosfatfosfor
- BOD₇
- TOC

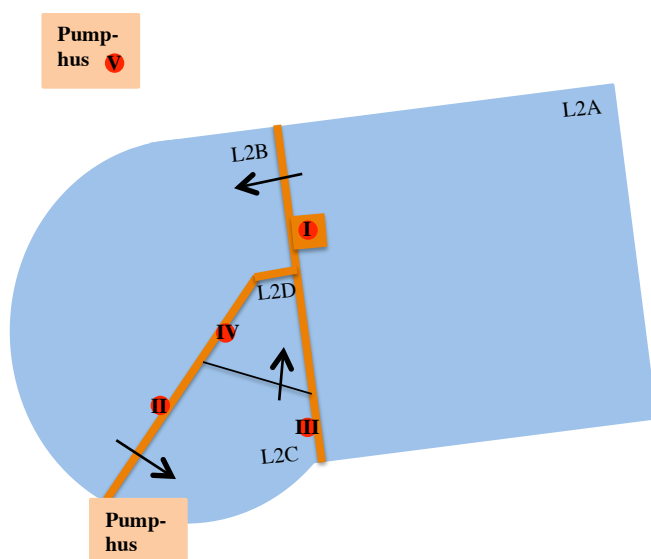
För att kontrollera att vattnet inte innehöll för höga metallhalter togs dessutom en gång per vecka prover för analys av:

- Arsenik
- Bly
- Järn
- Kadmium
- Koppar
- Krom

- Kvicksilver
- Mangan
- Nickel
- Zink
- Klorid
- Suspenderat material

4.2 Beskrivning av mätmetoder och provtagning

Provtagning av vattnet genomfördes två gånger per vecka, på måndagar och torsdagar, under hela försöksperioden. Vattenprover togs i anläggningens fyra reningssteg samt i det ingående vattnet till reningsanläggningen. Utöver de vattenprover som togs gjordes även manuella fältmätningar av lakvattnets syrehalt och temperatur dagligen (helg undantaget) samt mätningar av pH-värde och konduktivitet i nitrifikationssteget. Dessutom gjordes med jämna mellanrum kontroller av pH-värdet i denitrifikationssteget. Provtagningspunkterna var placerade nära utloppet från varje bassäng. En schematisk bild över var provtagningspunkterna för såväl vattenprover som fältmätningar var placerade visas i figur 16. I provtagningspunkt V togs enbart vattenprover.



Figur 16. Översiktlig bild av KBR-anläggningen med provtagningspunkter markerade (I-V). Bilden är inte skalenlig.

4.2.1 Vattenprover

Vattenproverna togs genom att vatten från respektive provtagningspunkt fylldes i flaskor som skickades iväg till laboratorium för analys. Proverna togs på ett djup av cirka 1 m med hjälp av en provtagningsstav med en fastsatt bågare i ena änden.

Analysen av vattenproverna gjordes av ackrediterat laboratorium (ALcontrol). Under transporten till laboratoriet förvarades vattenproverna i en kylväska. Noggrannheten för de analyser som utförts av laboratoriet redovisas i appendix B.

Alla analyser som genomfördes i detta projekt gjordes på ofiltrerade prover.

4.2.2 Dagliga fältmätningar

Syrehalt och vattentemperatur

Syrehalt och vattentemperatur mättes av en kombinerad syrehalts- och temperaturgivare av modell HQ40D från HACH LANGE (figur 17). Enligt tillverkaren är givarens noggrannhet ± 1 %. Mätningarna gjordes på ett djup av cirka 1,5 m.

pH-värde

pH-värde mättes i nitrifikationssteget och denitrifikationssteget. Mätningar gjordes med en pH-meter från HANNA modell HI 8314 (figur 18). Enligt tillverkaren är givarens noggrannhet $\pm 0,01$ pH. Mätningarna gjordes på det vatten som tagits upp under vattenprovtagningen.

Konduktivitet

Konduktivitet mättes i nitrifikationssteget. Mätningarna gjordes med en konduktivitetsmätare från JUMO (figur 19). Enligt tillverkaren är givarens noggrannhet $\pm 0,5$ %. Mätningarna gjordes på det vatten som tagits upp under vattenprovtagningen.



Figur 17. Kombinerad syrehalts- och temperaturgivare. © HACH-LANGE 2014



Figur 18. pH-meter. Foto: Liselott Karlsson



Figur 19. Konduktivitetsmätare. Foto: Liselott Karlsson

4.2.3 Flödesmätning

Flödet in och ut ur KBR-anläggningen loggades kontinuerligt med onlinemätningar.

4.3 Genomförda försök

Försöken delades upp i en inväjningsperiod vilken efterföljdes av en serie optimeringsförsök. Den faktiska driftoptimeringen påbörjades under optimeringsförsöken då de olika påverkande parametrarna varierades för att finna de optimala parameterinställningarna.

4.3.1 Inväjningsperiod

Försöksperiod: 15/5-20/7 2014

Eftersom KBR-anläggningen var helt nybyggd och inte tidigare hade varit i drift planerades som första steg en inväjningsperiod för att få en bakterieflora att etablera sig i

nitrifikationsbassängen och denitrifikationsbassängen. Under invänjningsperioden fylldes KBR-anläggningen med vatten som sedan fick stå stilla i bassängerna under hela invänjningsperioden (15/5-20/7) för att ge tid för en bakterieflora att kunna växa till. Under invänjningsperioden luftades nitrifikationssteget för att upprätthålla en tillräcklig syrehalt och denitrifikationssteget rörde om med mekaniska omrörare. Luftningen i efterluftningsbassängen var avstängd under invänjningsperioden då denna ansågs överflödigt när vattnet enbart stod stilla i anläggningen.

Under invänjningsperiodens inledningsskede togs endast prover i nitrifikationsbassängen. Från den 19/6 togs prover i alla KBR-anläggningens processsteg.

4.3.2 Optimeringsförsök

Försöksperiod: 21/7-31/10 2014

Efter invänjningsperioden startades optimeringsförsöken där de parametrar som identifierats som kritiska under litteraturstudien började undersökas för att driften av anläggningen skulle kunna optimeras. Under försöksperioden varierades mängden tillsatt fosforkälla, kolkälla, flödet genom anläggningen samt luftningen i nitrifikations- och efterluftningssteget.

Strategin som användes för att undersöka och optimera de olika parametrarnas inverkan på reningen var att inledningsvis överdosera tillsatserna av kol- och fosforkälla samt överdriva luftningen för att säkerställa att dessa parametrar inte var begränsande för de biologiska processerna. Därefter isolerades varje parameter i tur och ordning och tillsatsen reducerades till den minsta mängd som kunde användas utan att processerna påverkades negativt var funnen.

Nedan visas hur de olika inverkan parametrarna (flöde/uppehållstid, fosfortillsats i nitrifikations- och denitrifikationssteget, tillsats av kolkälla i denitrifikationen, luftning i nitrifikations- och efterluftningssteget samt uppvärmning av vattnet) varierades och ställdes in under försöksperioden (figur 20–23). Inställningarna visar faktiska tillsatser av den kol- och fosforkälla (Brenntaplu VP1 respektive 75-procentig fosforsyra) som användes och redovisas därför i enheten L/d. Information om hur tillsatsen av kol- och fosforkälla beräknades återfinns i avsnitt 4.4.4.1 *Teoretisk behov av tillsatt kolkälla* respektive 4.4.3.1 *Teoretiskt behov av tillsatt fosforkälla*.

	JULI																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
Flöde	Invänjningsperiod																				420 m3/d										
Fosfor L2A																					1,2 L/d										
Fosfor L2B																					0 L/d										
Kolkälla L2B																					100 L/d										
Luftning L2A																					Ja										
Luftning L2C																					Ja										
Uppvärmning																					Nej										

Figur 20. Parameterinställningar juli 2014. Driftstart för optimeringsförsöken skedde den 21/7.

	AUGUSTI																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
Flöde	420 m3/d			210 m3/d																											
Fosfor L2A	1,2 L/d																														
Fosfor L2B	0 L/d																	0,6 L/d													
Kolkälla L2B	100 L/d										130 L/d																		200 L/d		
Luftning L2A	Ja																														
Luftning L2C	Oklart, driftprotokoll ej ifyllt																														
Uppvärmning	Nej																														

Figur 21. Parameterinställningar augusti 2014.

	SEPTEMBER																													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Flöde	210 m3/d	420 m3/d								210 m3/d														420 m3/d						
Fosfor L2A	1,2 L/d																								2,4 L/d					
Fosfor L2B	0,6 L/d		1,2 L/d																						2,4 L/d					
Kolkälla L2B	200 L/d																								400 L/d				200 L/d	
Luftning L2A	Ja																													
Luftning L2C	Oklart, driftprotokoll ej ifyllt															Nej								Ja						
Uppvärmning	Nej																								Ja					

Figur 22. Parameterinställningar september 2014.

	OKTOBER																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
Flöde	420 m3/d																														
Fosfor L2A	2,4 L/d				1,2 L/d																										
Fosfor L2B	2,4 L/d				1,2 L/d																										
Kolkälla L2B	200 L/d												150 L/d																		
Luftning L2A	Ja																														
Luftning L2C	Ja																														
Uppvärmning	Ja																														

Figur 23. Parameterinställningar oktober 2014.

Först den 29/9 kunde en fullständig reduktion av ammonium, nitrat och nitrit konstateras varvid detta datum utgjorde slutet på den period då kol- och fosforkälla överdoserades. Som ses i parameterinställningarna från september (figur 22) och oktober (figur 23) sänktes först tillsatsen av kolkälla och därefter tillsatsen av fosfor.

Den övervägande orsaken till att parameteroptimeringen inleddes med att sänka tillsatsen av kolkälla var att kolkällan utgjorde en betydligt större ekonomisk utgift än fosforsyran. Parameteroptimeringen inleddes därför med att tillsatsen av kolkälla halverades (figur 22).

4.3.2.1 Driftförändringar under försöksperioden

Som ses i figur 20–23 fick försöksupplägget uppdateras kontinuerligt. Detta berodde på att de biologiska processerna från början inte fungerade som förväntat samt på att de planerade försöken påverkades av driftstörningar vilka gjorde att försöken försenades samt att ett antal praktiska förändringar fick göras.

Nedan redogörs för de åtgärder som fick vidtas på grund av driftstörningar och ofullständiga processer. Övriga driftstörningar som fick mer kortvarig påverkan på försöken var exempelvis, strömavbrott, överbelastning på elnätet och driftstopp på olika pumpar, dessa

problem ansågs emellertid inte påverka processerna nämnvärt varför de utelämnats från nedanstående sammanställning.

Pumpning mellan bassänger efter observerat läckage över skiljeväggar mellan bassänger

Efter driftstarten observerades ett kraftigt läckage från nitrifikationsbassängen till framförallt sedimentationsbassängen men även till efterluftningsbassängen. Detta gjorde att vattnet tog en genväg till anläggningens slutsteg, utan att behandlas i denitrifikationsbassängen. För att minska läckaget höjdes vattennivåerna till samma nivå i alla bassänger vilket medförde att trycket från nitrifikationsbassängen på sedimentationsbassängen och efterluftningsbassängen minskade. Åtgärden gjorde att vattnet inte längre kunde rinna av sig själv mellan bassängerna varför vattnet började pumpas mellan varje processteg. Denna åtgärd användes under hela försöksperioden med undantag för 11-17/9.

Halverat flöde på grund av ofullständiga processer

Eftersom nitrifikationen och denitrifikationen ej fungerade som förväntat i försökets startskede halverades flödet för att öka uppehållstiden i varje processteg i hopp om att detta skulle gynna de biologiska processerna. Det halverade flödet behölls till både nitrifikationen och denitrifikationen var fullständig.

4.4 Drift av anläggningen

4.4.1 Reglering och upprätthållande av syrerika och syrefria zoner

Luftningen i nitrifikationssteget reglerades för att konstant upprätthålla en syrehalt över 4,0 mg/L. Regleringen av luftningen skedde genom att effekten på luftarna varierades.

I denitrifikationssteget strävades det efter att upprätthålla en anoxisk miljö med en syrehalt under 0,2 mg syre per liter.

Luftarna i efterluftningsbassängen kunde regleras genom att effekten varierades på samma sätt som för luftarna i nitrifikationssteget.

4.4.2 Reglering av vattentemperatur

För att de biologiska processerna i nitrifikations- och denitrifikationssteget inte skulle avstanna strävades det efter att vattnet i anläggningen skulle vara över 15 °C. När temperaturen i vattnet sjönk under 15 °C påbörjades därför uppvärmning av vattnet med hjälp av en dieseldriven värmepanna. Som absolut undre gräns för vattentemperaturen sattes 10 °C.

4.4.3 Tillsats av fosforkälla

Eftersom lakvattnet från IFA-deponin inte innehöll tillräckliga mängder fosfor för att uppfylla det behov som processerna i KBR-anläggningen krävde gjordes tillsatser av fosforkälla med undantag för invävningsperioden då det testades om det var möjligt att uppnå fullständig nitrifikation utan extern tillsats av fosfor. Under driftförsöken tillsattes inledningsvis endast fosfor i nitrifikationssteget i tron om att det skulle ge tillräcklig mängd fosfor för både nitrifikations- och denitrifikationssteget. Dock observerades tidigt att mängden tillgänglig fosfor trots rikliga tillsatser i nitrifikationssteget var mycket låg i denitrifikationssteget varvid fosforkälla började tillsättas även där.

Under driftförsöken gjordes inledningsvis en förhöjd tillsats av fosfor jämfört med den beräknats teoretiskt (se avsnitt 4.4.3.1 *Teoretiskt behov av tillsatt fosforkälla*). När processerna kommit igång sänktes därefter tillsatsen till den nivå som beräknats teoretiskt. För närmare redogörelse över hur tillsatsen av fosforkälla varierades se 4.3.2 *Optimeringsförsök*.

Som fosforkälla användes 75-procentig fosforsyra vilken under uppstartsperioden tillsattes manuellt. Därefter skedde tillsatsen med hjälp av droppställning (gäller endast nitrifikationssteget) och senare med doseringpumpar (gäller både nitrifikations- och denitrifikationssteget). Innan doseringpumparna installerades (8 september) tillsattes ingen fosforkälla under helgdagar.

4.4.3.1 Teoretiskt behov av tillsatt fosforkälla

Vid tillsats av fosforkälla användes 1 mg fosfor per liter som målhalt i både nitrifikations- och denitrifikationssteget.

Eftersom bassängen vid driftstarten var fylld med obehandlat vatten krävdes en initial tillsats som togs fram enligt ekvation 10a.

$$p_{\text{initialt behov}} = P_{\text{mål}} \cdot V \quad (10a)$$

där $p_{\text{initialt behov}}$ [g/m³] är det teoretiska behovet av initial tillsats av fosfor, $P_{\text{mål}}$ [g/m³] är målhalten för fosfor och V [m³] är volymen obehandlat vatten som initialt fanns i bassängen. Eftersom både nitrifikations- och denitrifikationsbassängen var helt fyllda med fosforfattigt vatten då fosforkälla började tillsättas motsvarar V respektive bassängs totala volym (5000 m³ och 1500 m³ för nitrifikations- respektive denitrifikationssteget).

Behovet av tillsatt fosfor efter den initiala tillsatsen anpassades efter flödet genom anläggningen (ekvation 11a).

$$p_{\text{dagligt behov}}^* = P_{\text{mål}} \cdot Q \quad (11a)$$

där $p_{\text{dagligt behov}}^*$ [g/m³] är det teoretiska behovet av daglig tillsats av fosfor och Q [m³/d] är flödet per dag genom KBR-anläggningen (420 m³/d).

För att beräkna hur stor mängd 75-procentig fosforsyra som motsvarar det beräknade fosforbehovet används ekvation 10b och 11b.

$$p'_{\text{initialt behov}} = \frac{p_{\text{initialt behov}}}{0,75 \cdot 0,3 \cdot \frac{\rho}{1000}} \quad (10b)$$

$$p'^*_{\text{dagligt behov}} = \frac{p^*_{\text{dagligt behov}}}{0,75 \cdot 0,3 \cdot \frac{\rho}{1000}} \quad (11b)$$

där $p'_{\text{initialt behov}}$ [L/d] är det teoretiska behovet av initial tillsats av fosforsyra, $p'^*_{\text{dagligt behov}}$ [L/d] är det teoretiska behovet av daglig tillsats av fosforsyra och ρ [kg/m³] är fosforsyrans densitet. 0,75 anger fosforsyrans utspädning och 0,3 anger viktandelen av fosforsyra som utgörs av fosfor. Den utspädda fosforsyrans densitet var enligt tillverkaren 1575 kg/m³.

4.4.4 Tillsats av kolkälla

Kolkälla tillsattes i denitrifikationssteget under hela försöksperioden med undantag från inväjningsperioden. Under driftförsöken tillsattes inledningsvis en förhöjd tillsats jämfört med den som beräknats teoretiskt med antagandet att behovet motsvarades av en COD-tillsats fyra gånger nitrathalten i denitrifikationsstegets inkommande vatten. När processerna kommit igång sänktes tillsatsen av kolkälla till det teoretiska behovet. För närmare redogörelse över exakt hur tillsatsen av kolkälla varierades se 4.3.2 Optimeringsförsök.

Den kolkälla som användes var Brenntagplus VP1 vilken enligt produktspecifikationen innehåller en blandning av alkoholer, socker och proteiner. Valet av kolkälla gjordes av SÖRAB:s miljöansvariga med hänsyn till att Brenntagplus VP1 enligt tillverkaren är icke-brandfarlig, ej giftig eller kemikalieklassad samt helt biologiskt nedbrytbar (Brenntag, 2014). COD-innehållet i den valda kolkällan är enligt tillverkaren 1,0 kg O₂/L.

Eftersom flödet genom bassängen var kontinuerligt krävdes en kontinuerlig tillsats av kolkälla. Kolkällan doserades därför med doseringspump. Doseringen av kolkällan anpassades manuellt beroende på hur flödet genom anläggningen var inställt samt efter mängden nitrat i det inkommande vattnet.

4.4.4.1 Teoretiskt behov av tillsatt kolkälla

Det teoretiska behovet av tillsatt kolkälla, mätt som COD, i denitrifikationssteget beräknades som fyra gånger mängden inkommande nitratkväve (ekvation 12) (Barth m.fl., 1968; Nikolic och Sundin, 2006).

$$C_{målhalt} = 4N_{in} \quad (11)$$

där $C_{målhalt}$ [mg/L] är målhalten mätt som COD och N_{in} [mg/L] är halten nitratkväve i inkommande vatten (efter nitrifikationssteget).

Eftersom bassängen vid driftstarten var fylld med obehandlat vatten krävdes en initial tillsats som togs fram enligt ekvation 13.

$$C_{initialt\ behov} = \frac{V_{L2B} \cdot 4N_{in}}{1000} \quad (13)$$

där $C_{initialt\ behov}$ [kg] är det teoretiska behovet av initial tillsats av kolkälla och V_{L2B} [m³] är volymen obehandlat vatten som initialt fanns i bassängen. Eftersom bassängen var helt fylld med obehandlat vatten då kolkälla började tillsättas motsvarar V_{L2B} hela bassängens volym (1500 m³).

Behovet av tillsatt kolkälla efter den initiala tillsatsen anpassades efter flödet per dag genom anläggningen (ekvation 14).

$$C_{dagligt\ behov}^* = \frac{Q \cdot 4N_{in}}{1000} \quad (14)$$

där $C_{dagligt\ behov}^*$ [kg] är det teoretiska behovet av daglig tillsats av kolkälla och Q [m³/d] är flödet genom KBR-anläggningen.

Enligt den använda kolkällans produktspecifikationer motsvarade 1,2 L kolkälla 1 kg COD varför det beräknade behovet multiplicerades med en faktor 1,2 (ekvation 15). I detta steg

gjordes antagandet att allt COD i kolkällan var biotillgängligt, det vill säga halten COD antogs kunna likställas med halten BOD.

$$c_{daglig\ tillsats}^* = 1,2 \cdot (Q \cdot 4N_{in}) \quad (15)$$

där $c_{daglig\ tillsats}^*$ [L/d] är den teoretiskt beräknade mängd kolkälla som behöver tillsättas till denitrifikationssteget för att denitrifikationsprocessen ska fungera.

5 RESULTAT

5.1 Analysresultat från inväpningsperioden

Försöksperiod: 15/5-20/7 2014

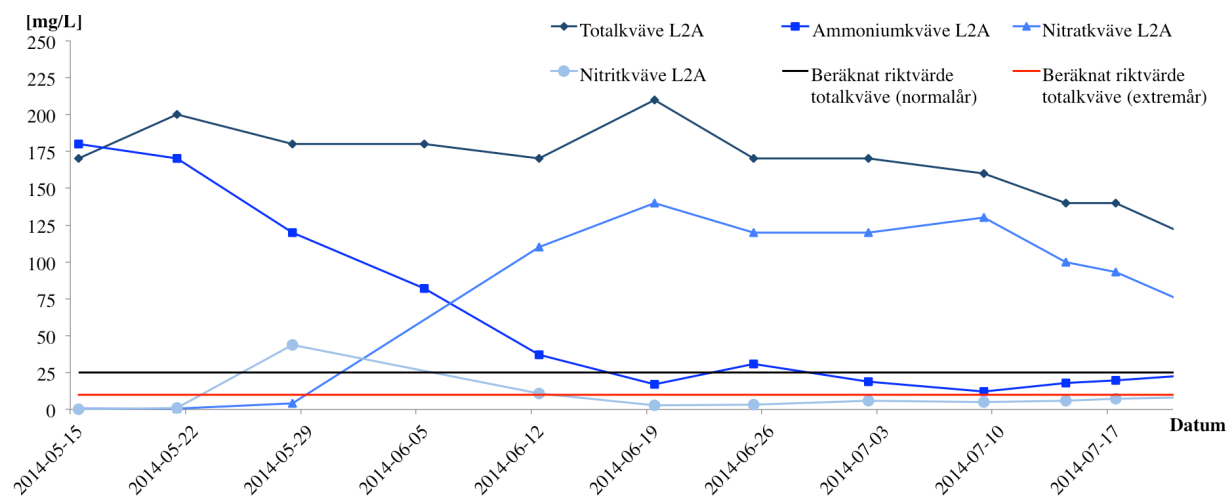
Under inväpningsperiodens startskede togs endast prover i nitrifikationsbassängen varför resultat från KBR-anläggningens övriga reningssteg inte presenteras förrän från och med den 19/6 då prover började tas i alla bassänger.

Då inväpningsperiodens syfte var att få igång de biologiska processerna för avskiljning av kväve redovisas nedan endast resultaten för nitrifikationssteget och denitrifikationssteget eftersom det endast är i dessa steg biologiska reningsprocesser förekommer. Alla resultat för efterluftningssteget och sedimentationssteget under inväpningsperioden presenteras i appendix C. Vidare presenteras i detta avsnitt endast analysresultaten för de förekommande kväveföreningarna eftersom dessa är de tydligaste indikationerna på hur de biologiska processerna fungerar. Analysresultat för fosfatfosfor, totalfosfor, BOD₇ och TOC presenteras i appendix C (figur C3–C6). Resultat från fältmätningarna under inväpningsperioden presenteras i avsnitt 5.3 *Fältmätning av vattentemperatur, syrehalt pH-värde och konduktivitet* och resultaten för analyserade metaller, klorid och suspenderade ämnen under 5.6 *Analysresultat för metaller, klorid och suspenderade ämnen*.

5.1.1 Totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve

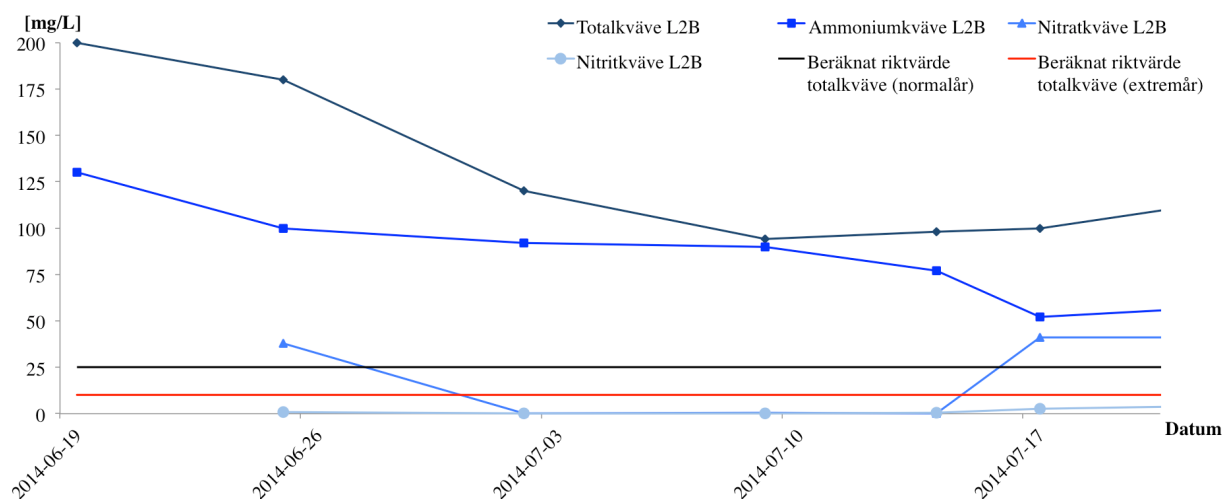
I figur 24 och figur 25 visas analysresultaten för totalkväve och alla förekommande kväveföreningar i nitrifikationssteget respektive denitrifikationssteget. I figurerna visas även beräknade haltriktvärden för totalkväve (riktvärdet för totalkväve utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (1000 kg)). Det beräknade haltriktvärdet togs fram dels från flödet genom anläggningen vid ett normalår (cirka 40 000 m³), dels från flödet för ett extremår (cirka 100 000 m³). Det ska observeras att alla riktvärden gäller i utsläppspunkten.

I figur 24 ses att halten ammoniumkväve i nitrifikationssteget sjönk med tiden samtidigt som nitrathalten gick upp, vilket är ett tecken på att nitrifikation förekommer. Att ammoniumkvävehalten inte gick ner hela vägen till noll visar dock att nitrifikationsprocessen inte är fullständig varför det kan konstateras att något begränsar processen.



Figur 24. Variationen av halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i nitrifikationssteget under inväpningsperioden samt beräknade riktvärden för totalkväve.

I figur 25 ses att halterna av de förekommande kväveföreningarna i denitrifikationssteget sjönk något under inväpningsperioden men att värdena översteg vad som kan förväntas vid väl fungerande denitrifikation. Det ska dock noteras att det under denna period knappt fanns något nitrat tillgängligt i bassängen utan det mesta kvävet var i ammoniumform. För att denitrifikationsprocessen ska fungera krävs att de denitrifierande mikroorganismerna har tillgång till nitrat och/eller nitrit.



Figur 25. Variationen av halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i denitrifikationssteget under inväpningsperioden samt beräknade riktvärden för totalkväve.

5.2 Analysresultat från optimeringsförsöken

Försöksperiod: 21/7-31/10 2014

I detta avsnitt presenteras resultaten från optimeringsförsöken för de parametrar som inverkar på avskiljningen av kväve från lakvattnet. Övriga parametrar som analyserades under optimeringsförsöken (metaller, klorid och suspenderade ämnen) samt resultaten från fältmätningarna presenteras under 5.3 *Fältmätning av vattentemperatur, syrehalt, pH-värde och konduktivitet* och 5.6 *Analysresultat för metaller, klorid och suspenderade ämnen*.

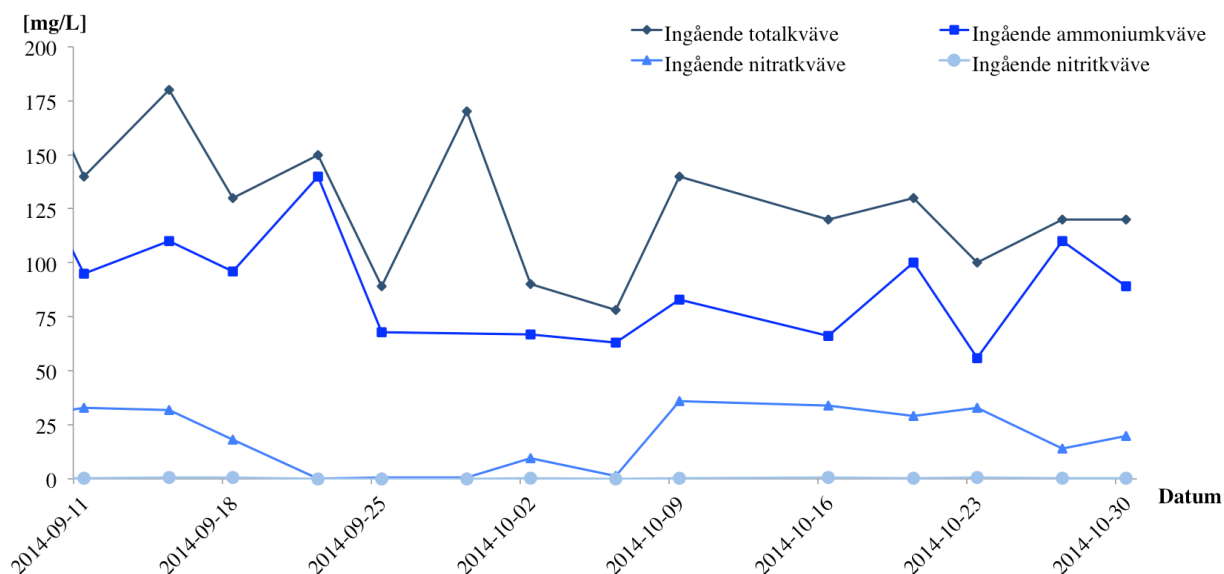
5.2.1 Totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve

Nedan presenteras analysresultaten för alla analyserade kväveformer från provtagningarna i det ingående vattnet, nitrifikationsbassängen (figur 27) och denitrifikationsbassängen (figur 28) under optimeringsförsöken. Anledningen till att endast analysresultaten från KBR-anläggnings två första reningssteg redovisas är att det är i dessa steg som avskiljningen av kväve främst sker, de övriga processtegen provtogs dock också och resultaten från dessa redovisas i appendix C (figur C7 och figur C8).

I figurerna visas även beräknade haltriktvärden för totalkväve (riktvärdet för totalkväve utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (1000 kg)). Det beräknade haltriktvärdet togs fram dels från flödet genom anläggningen vid ett normalår (cirka 40 000 m³) och dels från flödet för ett extremår (cirka 100 000 m³). Det ska observeras att alla riktvärden gäller i utsläppspunkten.

5.2.1.1 Ingående vatten

I figur 26 visas analysresultaten för halterna av totalkväve och alla förekommande kväveföreningar i det ingående vattnet. Eftersom ingående vatten inte började provtas förrän 11/9 visas enbart resultat från och med det datumet.



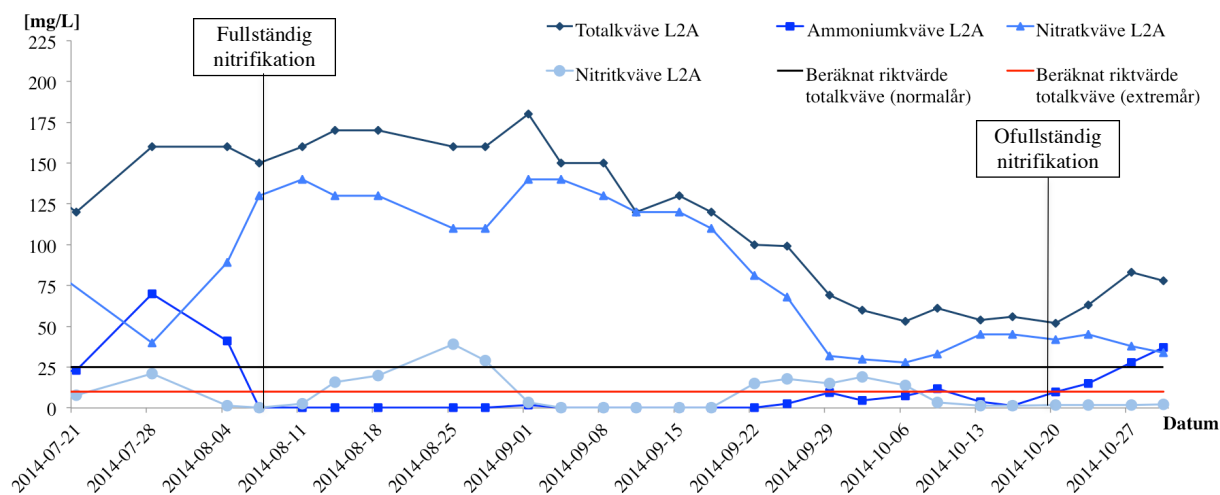
Figur 26. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i ingående vatten.

5.2.1.2 Nitrifikationsbassängen

I figur 27 ses att halten ammoniumkväve i nitrifikationssteget sjönk kraftigt den 7/8 (till närmare noll) och sedan låg stabilt kring noll fram till den 25/9. Den mycket låga ammoniumhalten tillsammans med den ökande nitrathalten under denna period är ett tecken på väl fungerande nitrifikation. Efter den 25/9 låg ammoniumkvävehalten inte längre stabilt kring noll utan gick upp över tid till 34 mg/L vid det sista provtagningstillfället (30/10). Den ökande ammoniumkvävehalten i nitrifikationssteget sammanföll med att temperaturen sjönk i KBR-anläggningen (figur 34).

I figur 27 ses även en nedgång av totalkvävehalten i nitrifikationsbassängen över tid. Det kan noteras att denna nedgång sammanföll med att även totalkvävehalten i det ingående vattnet gick ner. Då nitrifikation enbart innebär en omvandling mellan olika former av kväve kan den sjunkande totalkvävehalten i nitrifikationsbassängen kopplas samman med den sjunkande totalkvävehalten i det ingående vattnet (figur 26).

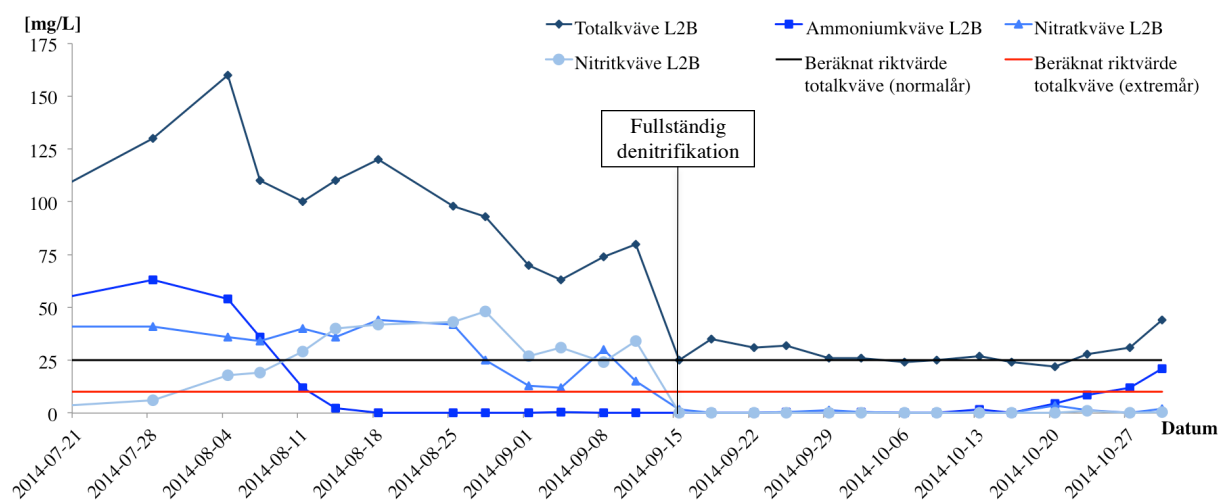
Det kan även noteras att nedgången i ammoniumkväve sammanföll med att fosfor började tillsättas i nitrifikationssteget (21/7, figur 30 och figur 31).



Figur 27. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i nitrifikationssteget under optimeringsförsöken samt beräknade riktvärden för totalkväve.

5.2.1.3 Denitrifikationsbassängen

I figur 28 ses en kraftig nedgång i nitrat- och nitrithalten i denitrifikationssteget den 15/9 då halterna av dessa ämnen sjönk till närmare noll vilket visar att denitrifikationen från och med detta datum var fullständig. Bakterierna klarade därmed att omvandla allt tillgängligt kväve (nitrat och nitrit) till kvävgas. I samband med att denitrifikationsprocessen blev fullständig sjönk även totalkvävehalten markant (det ska dock noteras att totalkvävehalten i ingående vatten också gick ner under mätperioden eftersom större del av inflödet bestod av lagrat vatten (figur 26)).

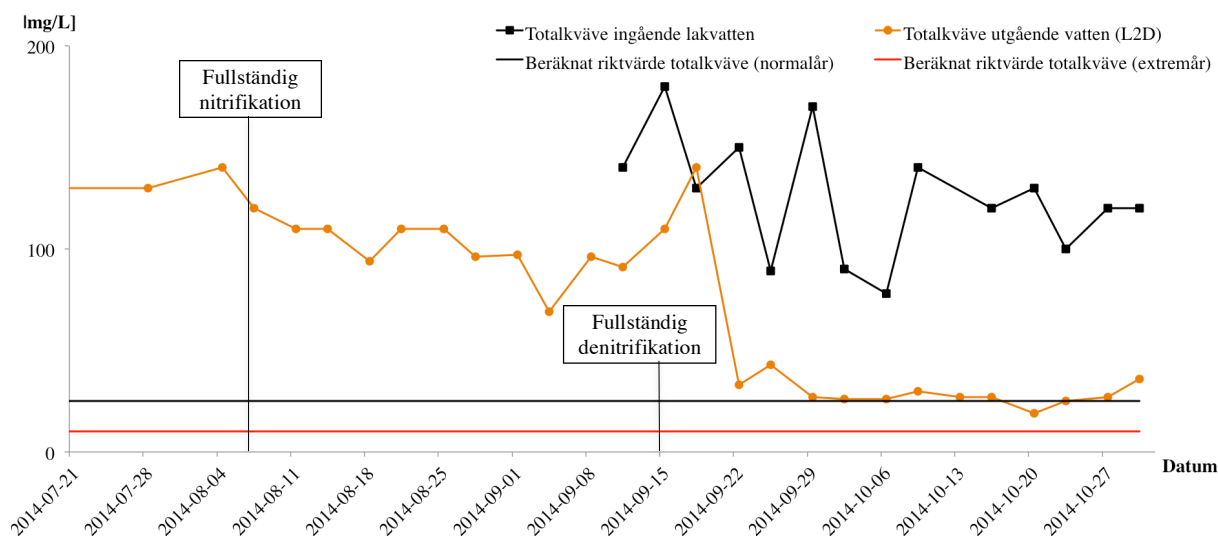


Figur 28. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i denitrifikationssteget under optimeringsförsöken samt beräknade riktvärden för totalkväve.

5.2.1.4 Reduktion av totalkväve

I figur 29 visas totalkvävehalten i ingående lakvatten tillsammans med totalkvävehalten i det vatten som behandlats i KBR-anläggningen. Figuren visar hela tidsperioden för optimeringsförsöken men då det endast var från och med den 15/9 som både

nitrifikationssteget och denitrifikationssteget fungerade fullt ut användes endast denna period för att bestämma KBR-anläggningens reningseffekt.



Figur 29. Totalkvävehalten i ingående och utgående lakvatten samt beräknade riktvärden för totalkväve. Provet för utgående vatten mättes i sedimentationsbässaängen L2D. Eftersom ingående vatten började provtas först 11/9 visas resultat för den provtagningspunkten enbart från och med 11/9.

I tabell 3 presenteras KBR-anläggningens reningseffekt med avseende på förmåga att avskilja kväve. Reningseffekten presenteras som reduktion av totalkvävehalt. Resultaten från vattenprovtagningarna visar att KBR-anläggningens reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve ligger inom intervallet 66-85 %, med en medelreningseffekt på 76,5 %.

Då reningseffekten beräknades jämfördes totalkvävehalten i det ingående lakvattnet med totalkvävehalten i det färdigbehandlade vattnet i KBR-anläggningens sista reningssteg (sedimentationsbassängen L2D). För att kunna jämföra totalkvävehalterna försköts datumen för de färdigbehandlade vattnet med 14 dagar för att kompensera för uppehållstiden i KBR-anläggningen.

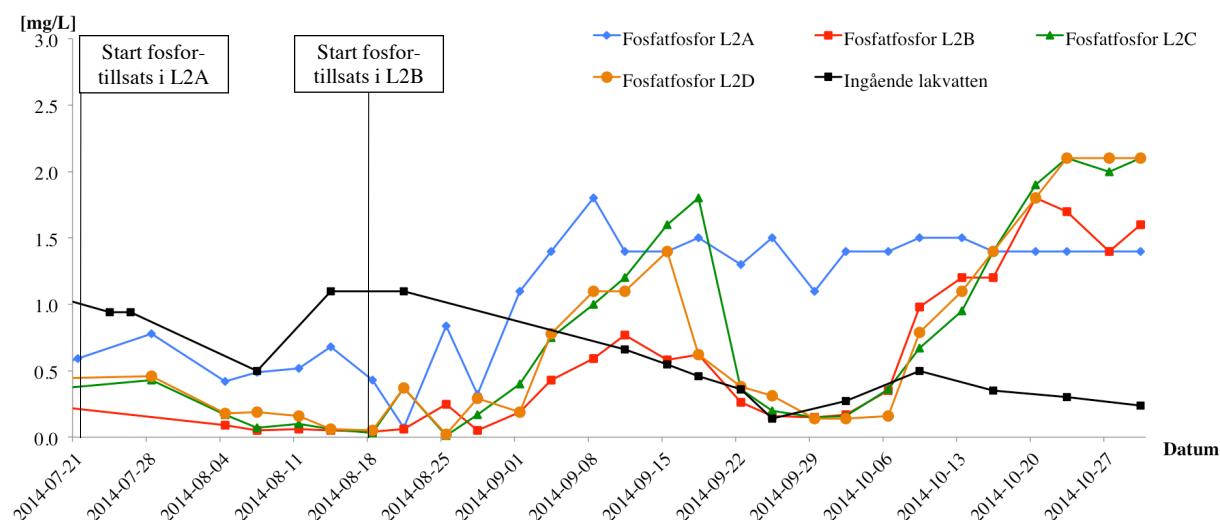
Tabell 3. Sammanställning av reningseffekten med avseende på avskiljning av kväve från KBR-anläggningen. Reningseffekten visas som procent avskilt totalkväve. I tabellen resovisas datum som användes för det utgående vattnet inom parantes.

Datum [ingående (utgående)]	Ingående totalkväve [mg/L]	Utgående totalkväve [mg/L]	Reningseffekt totalkväve [%]
11/9 (25/9)	140	43	69
15/9 (29/9)	180	27	85
18/9 (2/10)	130	26	80
22/9 (6/10)	150	26	83
25/9 (9/10)	89	30	66
29/9 (13/10)	170	27	84
2/10 (16/10)	90	27	70
6/10 (20/10)	78	19	76
9/10 (23/10)	140	25	82
16/10 (30/10)	120	36	70

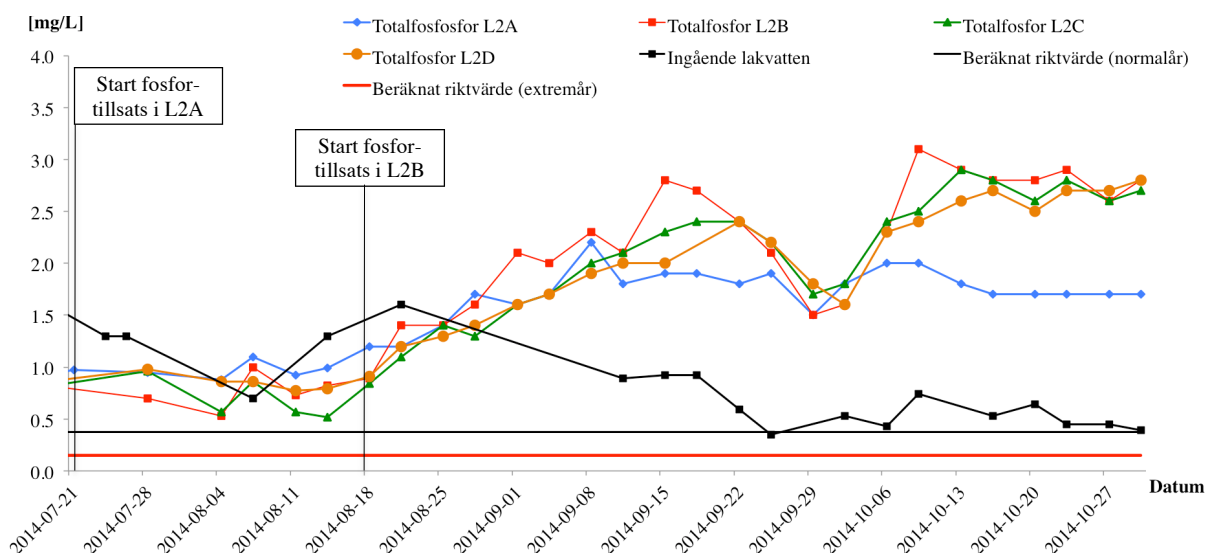
5.2.2 Fosfatfosfor och totalfosfor

I figur 30 ses att halten fosfatfosfor i båda de biologiska reningsstegen låg under den uppsatta målhalten på 1 mg/L under provtagningsperiodens första del. För nitrifikationssteget uppnåddes målhalten för fosfatfosfor den 1/9 och låg sedan stabilt över målhalten under resterande del av provtagningsperioden, vilket ses i figuren. I denitrifikationsbassängen låg fosfatfosforhalten nära noll fram till den 1/9 då den långsamt började stiga i samband med att tillsatsen av fosforkälla ökats, målhalten på 1 mg/L uppnåddes dock inte förrän 13/10 (figur 30).

För både nitrifikations- och denitrifikationssteget var totalfosforhalten betydligt högre än fosfatfosforhalten under hela provtagningsperioden vilket innebär att en stor del av den fosfor som fanns i lakvattnet inte var tillgänglig för mikroorganismerna. Det kan också noteras att både totalfosforhalten och fosfatfosforhalten var relativt hög även i efterluftningsbassängen och sedimentationsbassängen vilket visar att all tillgänglig fosfor inte förbrukades i de biologiska reningsstegen.



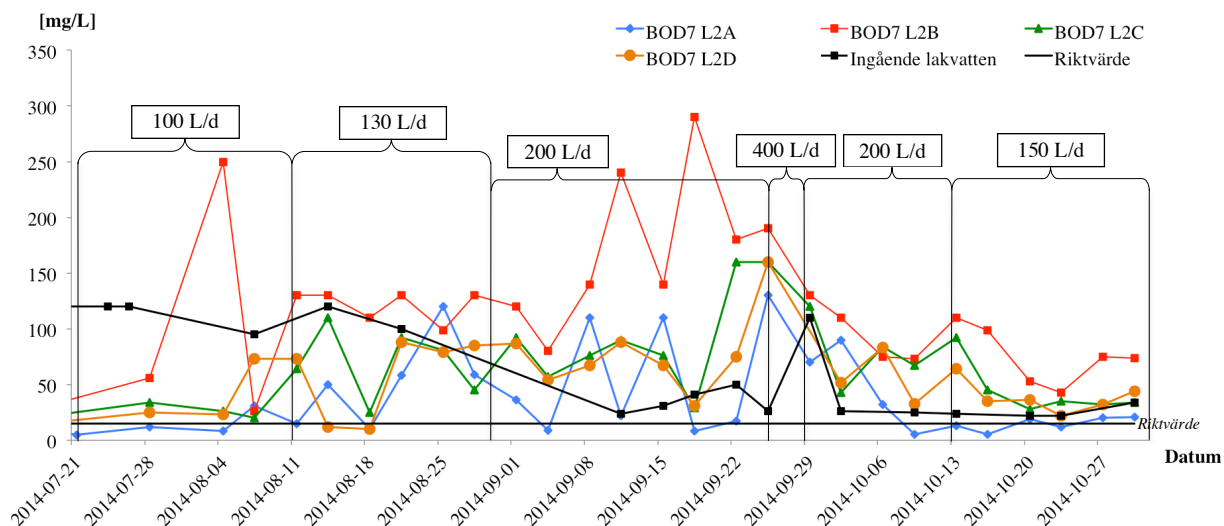
Figur 30. Halten fosfatfosfor i KBR-anläggningens samtliga processteg under optimeringsförsöken.



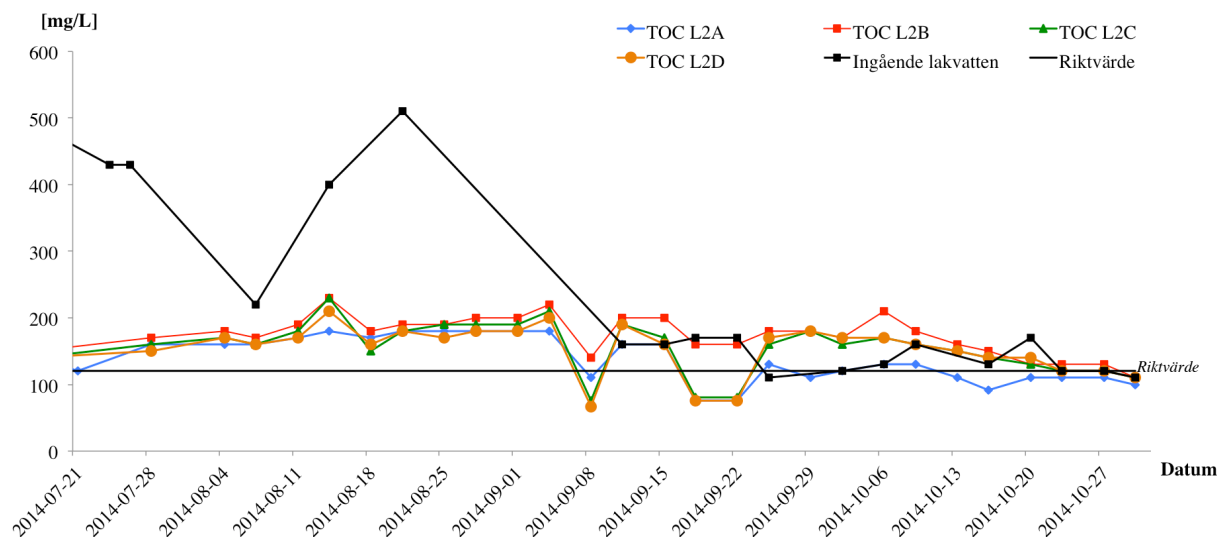
Figur 31. Halten totalfosfor i KBR-anläggningens samtliga processteg under optimeringsförsöken. I figuren visas även beräknade haltriktvärden för totalfosfor (riktvärdet för totalfosfor utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (15 kg)). Det beräknade haltriktvärdena togs fram dels från flödet genom anläggningen vid ett normalår (cirka 40 000 m³) och dels från flödet för ett extremår (cirka 100 000 m³). Det ska observeras att alla riktvärden gäller i utsläppspunkten.

5.2.3 BOD₇ och TOC

För både BOD₇ (figur 32) och TOC (figur 33) ses att halterna översteg riktvärdet i samtliga reningssteg vid nästan varje provtagningstillfälle. För båda analysparametrarna var halterna högst i denitrifikationssteget där kolkälla tillsattes. Det ses även att BOD₇ reducerades något i efterluftningsbassängen vilket också utgör syftet med reningssteget.



Figur 32. Halten BOD₇ i KBR-anläggningens samtliga processteg under optimeringsförsöken samt riktvärdet för BOD₇ i utsläppspunkten. Ovan serierna i figuren finns utskrivit hur mycket kolkälla som tillsattes i denitrifikationssteget under tidsperioden.



Figur 33. Halten TOC i KBR-anläggningens samtliga processteg under invänjningsperioden samt riktvärdet för TOC i utsläppspunkten.

5.3 Fältmätning av vattentemperatur, syrehalt, pH-värde och konduktivitet

5.3.1 Vattentemperatur

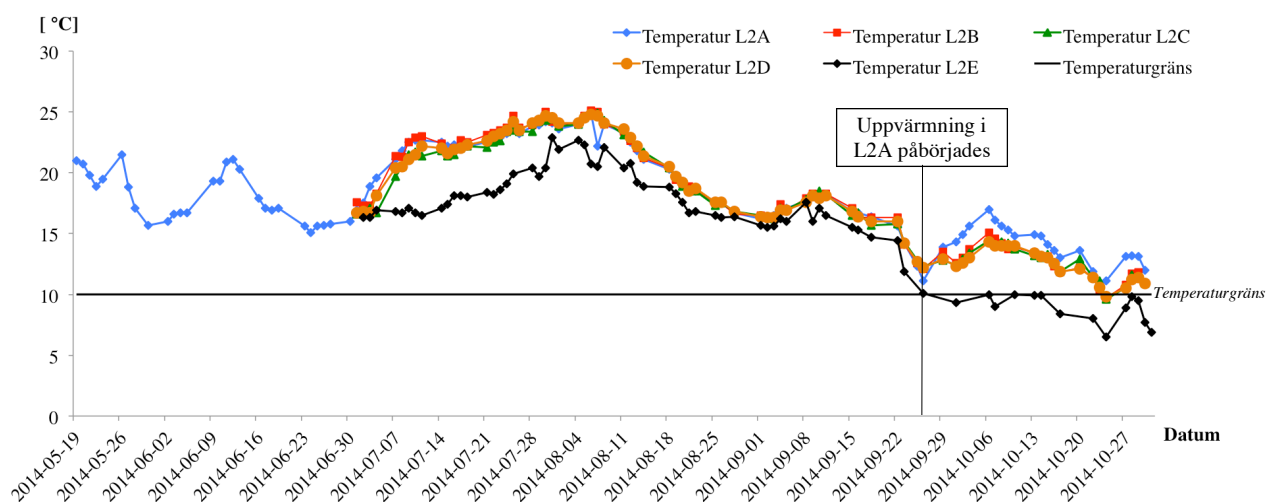
Mätperiod: 15/5-31/10 2014

I figur 34 visas hur vattentemperaturen varierade i KBR-anläggningens processteg under invänjningsperioden och optimeringsförsöken. Som ses i figuren är temperaturen i vattnet i de olika bassängerna mycket lika och variationen följer samma mönster för samtliga bassänger. I tabell 4 presenteras beräknade min-, max- och medelvärden för vattentemperaturen i respektive bassäng under mätperioden. I både tabell 4 och figur 34 visas även den temperaturgräns som sattes upp för att säkerställa att de biologiska processerna inte skulle påverkas negativt eller hämmas av temperaturen.

Fältmätningarna av vattentemperaturen visar att temperaturen på lakvattnet i samtliga reningssteg låg över den uppsatta gränsen på 10 °C vid alla mätningar med undantag från den 24/10 och 31/10 då temperaturen gick under 10 °C i denitrifikationssteget, efterluftningssteget och sedimentationssteget. I det temperaturkänsliga nitrifikationssteget låg vattentemperaturen över 10 °C vid alla mätningar.

Tabell 4. Beräknade min-, max- och medelvärden för vattentemperaturen i KBR-anläggningens samtliga processteg under mätperioden (15/5-31/10).

Bassäng	Funktion	Min [°C]	Max [°C]	Medel [°C]	Gräns [°C]
L2A	Nitrifikation	10,7	24,9	18,2	10,0
L2B	Denitrifikation	9,7	25,1	18,1	10,0
L2C	Efterluftning	9,6	24,9	17,8	10,0
L2D	Sedimentation	9,7	24,8	17,9	10,0



Figur 34. Uppmätt vattentemperatur i KBR-anläggningens samtliga processteg. I figuren visas även temperaturen i lagringsdammen L2E som en referens för temperaturen i en damm helt utan uppvärmt vatten.

5.3.2 Syrehalt

Mätperiod: 15/5-31/10 2014

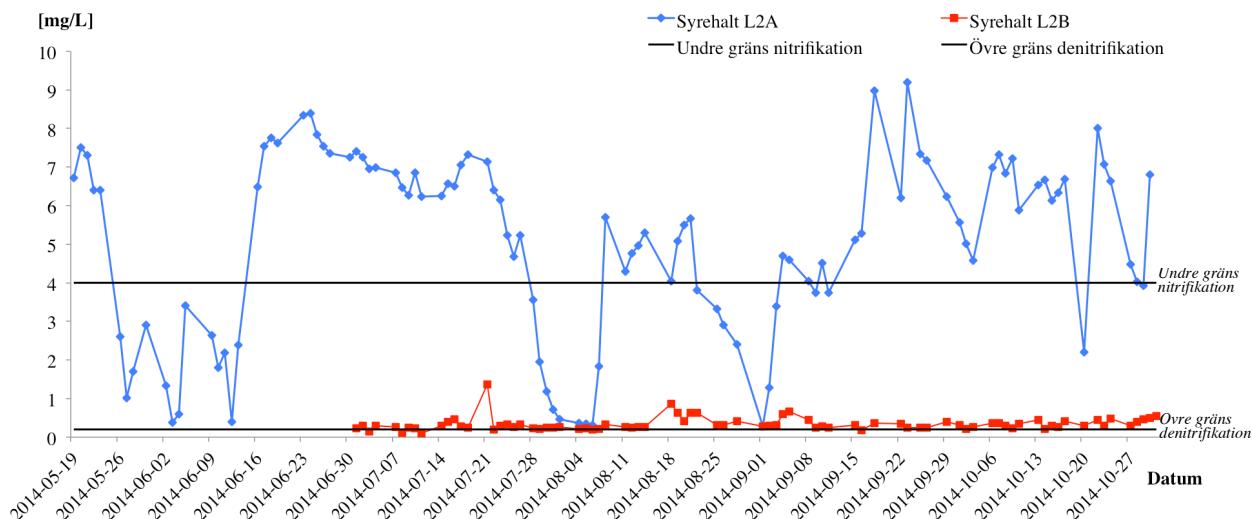
I figur 35 visas syrehaltens variation över tid i KBR-anläggningens två första reningssteg. I figuren visas även de gränser som sattes upp för syrehalten i nitrifikations- respektive denitrifikationssteget (över 4 mg/L för nitrifikationssteget och under 0,2 mg/L för denitrifikationssteget). I tabell 5 redovisas beräknade min-, max- och medelvärden för syrehalten i nitrifikations- respektive denitrifikationssteget.

Tabell 5. Beräknade min-, max- och medelvärden för syrehalten i nitrifikations- respektive denitrifikationssteget.

Bassäng	Funktion	Min [mg/L]	Max [mg/L]	Medel [mg/L]
L2A	Nitrifikation	0,28	9,19	5,05
L2B	Denitrifikation	0,10	1,37	0,34

Som ses i figur 35 låg syrehalten i nitrifikationssteget över den uppsatta gränsen under större delen av mätperioden. Vid de tillfällen då syrehalten gick under den uppsatta gränsen var syrehalten den begränsande faktorn för nitrifikation. Figuren visar även att den uppsatta gränsen för syrehalten i denitrifikationssteget överstegs vid alla mättillfällen förutom 3/7, 8/7 samt 11/7.

Om grafen över syrehalten (figur 35) i nitrifikationssteget jämförs med ammoniumhalten i nitrifikationsbassängen (figur 24 och figur 27) ses ett samband mellan sjunkande ammoniumhalt och sjunkande syrehalt, vilket visar att syre konsumeras under nitrifikationsprocessen. Sjunkande syrehalt följs ofta av höga toppar av den anledningen att luftarnas effekt ökades då låga syrehalter observerats.



Figur 35. Uppmätta syrehalter nitrifikations- och denitrifikationssteget samt den undre gränsen för syrehalten i nitrifikationssteget och den övre gränsen för syrehalten i denitrifikationssteget.

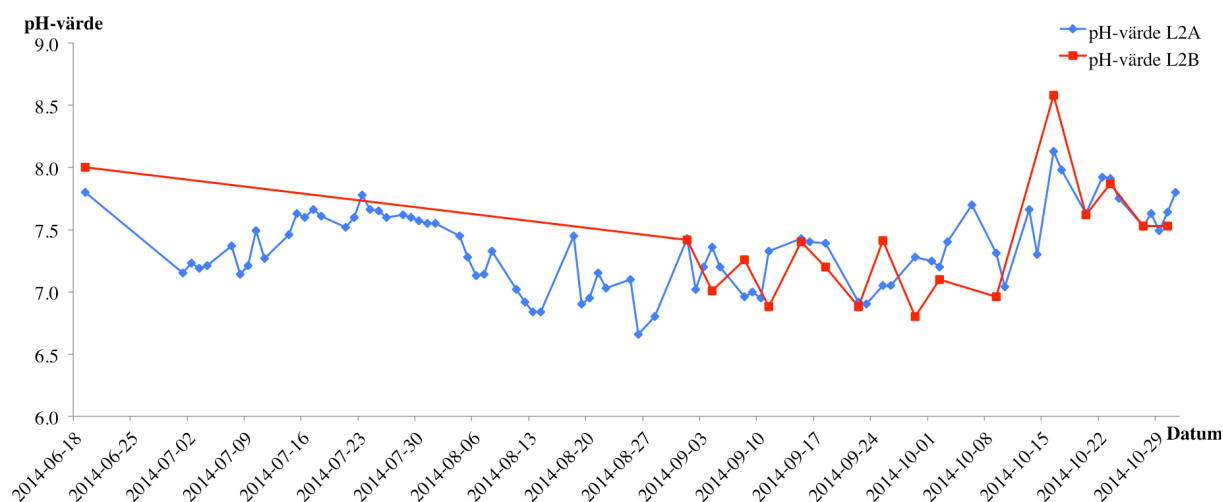
5.3.3 pH-värde

Mätperiod: 15/5-31/10 2014

I figur 36 visas de pH-värden som uppmättes i nitrifikationsbassängen och denitrifikationsbassängen under fältmätningarna. För båda bassängerna kan det konstateras att pH-värdet under majoriteten av de mätningar som gjordes låg inom de intervall som under litteraturstudien konstaterades var optimala för nitrifikation (pH-värde 7,2–8,9 (Okabe m.fl., 2011)) respektive denitrifikation (pH-värde 7–8 (Tchobanoglous m.fl., 2003)). I tabell 6 redovisas beräknade min-, max- och medelvärden för pH-värdet i nitrifikations- och denitrifikationssteget.

Tabell 6. Beräknade min-, max- och medelvärden för pH-värdet i nitrifikations- och denitrifikationssteget.

Bassäng	Funktion	Min	Max	Medel
L2A	Nitrifikation	6,66	8,13	7,35
L2B	Denitrifikation	6,80	8,58	7,38



Figur 36. Uppmätta pH-värden i nitrifikationsbassängen under mätperioden samt uppmätta pH-värden i denitrifikationsbassängen vid kontrollmätningarna.

5.3.4 Konduktivitet

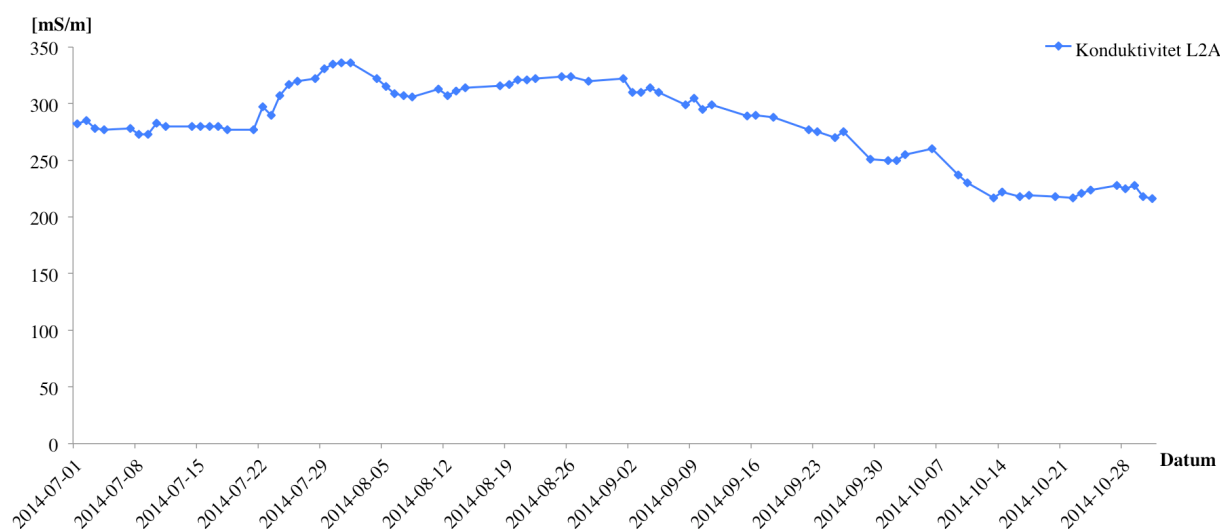
Mätperiod: 15/5-31/10 2014

I figur 37 visas resultaten från de konduktivitetsmätningar som gjordes i nitrifikationssteget. I tabell 7 redovisas beräknade min-, max- och medelvärden för konduktiviteten i nitrifikationssteget.

Som ses i figur 37 gick konduktiviteten gradvis ner under mätperioden vilket sammanfaller väl med att lakvattnet från deponin späddes ut mer och mer med vatten från lagringsdammen L2E (figur 38).

Tabell 7. Beräknade min-, max- och medelvärden för konduktiviteten i nitrifikationssteget.

Bassäng	Funktion	Min [mS/m]	Max [mS/m]	Medel [mS/m]
L2A	Nitrifikation	216	336	283

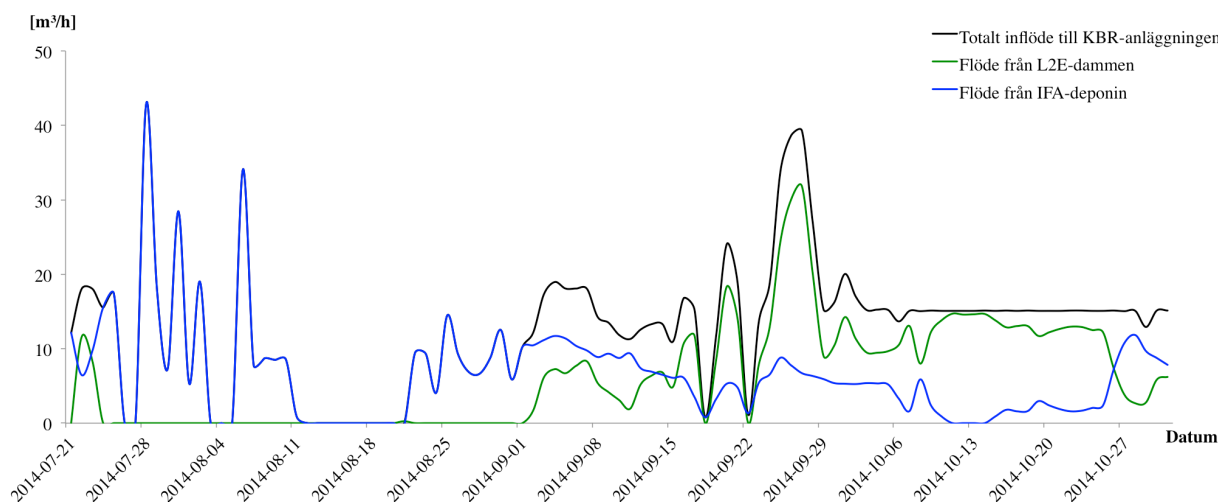


Figur 37. Uppmätt konduktivitet i nitrifikationsbassängen.

5.4 Kontinuerliga mätningar av flöde

Mätperiod: 15/5-31/10 2014

Flödet in till KBR-anläggningen reglerades enligt provtagningsupplägget (figur 20–23) och mättes kontinuerligt. Eftersom det ingående vattnet bestod av en mix av vatten som kom direkt från IFA-deponin och vatten som lagrats i L2E-dammen mättes även hur mycket vatten som pumpades från respektive källa. Det ingående flödet under optimeringsförsöken visas i figur 38 tillsammans med de olika delflödena (flöde från L2E-dammen samt flöde från IFA-deponin). De två delflödena ska tillsammans motsvara inflödet till KBR-anläggningen.



Figur 38. Ingående flöde till KBR-anläggningen samt delflödena från L2E-dammen och IFA-deponin under optimeringsförsöken (21/7-31/10).

5.5 Analysresultat för IFA-deponins utgående vatten samt för lagringsdammen L2E

Försöksperiod: 15/5-31/10 2014

Det ingående vattnet till KBR-anläggningen består av lakvatten som dels kommer direkt från IFA-deponin (provtagningspunkt L11) och dels magasinerat lakvatten från lagringsdammen L2E. Både dessa lakvatten provtogs kontinuerligt under försöksperioden. I appendix C presenteras analysresultaten för deponins utgående vatten samt lakvattnet i lagringsdammen L2E (figur C10–C15).

5.6 Analysresultat för metaller, klorid och suspenderade ämnen

Mätperiod: 15/5-31/10 2014

Under hela försöksperioden analyserades vattnet med avseende på innehåll av olika metaller, klorid och suspenderat material. Analysresultaten för de analyserade metallerna samt klorid presenteras i appendix C (figur C16–C26).

Sammanfattningsvis visar analysresultaten för metaller att riktvärdena för arsenik och krom överstegs vid nästan alla provtagningstillfällen samt att riktvärdet för koppar överskreds vid närmare hälften av provtagningarna. Resterande metallhalter låg under provtagningsperioden stabilt under riktvärdena med ett fåtal avvikelser. Det kan dock noteras att halterna för alla analyserade metaller med undantag för järn, krom och zink var något högre i KBR-anläggningens reningssteg än i det ingående lakvattnet.

Vad gäller analysresultaten för klorid låg även dessa väl under riktvärdet på 1800 mg/L under hela mätperioden.

6 ANDRA TEKNIKER FÖR BEHANDLING AV NÄRINGSRIKT LAKVATTEN

En viktig del i examensarbetet utgjordes av att jämföra KBR-tekniken med andra tillgängliga tekniker för avskiljning av kväve från näringsrikt lakvatten. Jämförelsen gjordes för att få en uppfattning om hur konkurrenskraftig KBR-tekniken är jämfört andra tekniker när det kommer till reningseffekt samt investeringskostnad och kostnader för drift och underhåll. I detta avsnitt redogörs för några andra vanliga behandlingstekniker för näringsrikt lakvatten som valdes ut och studerades närmare genom litteratursökningar.

De tekniker som valdes ut och studerades närmare var:

- Biologiska reningstekniker
 - *Avloppsreningsverk*
 - *Luftade dammar*
 - *Satsvis biologisk rening (SBR)*
 - *Våtmarker*
- Kemiska reningstekniker
 - *Ammoniakstripping*

Ytterligare tekniker som kan användas för kväveavskiljning från näringsrikt vatten är bland annat MBR (membranbioreaktor), markbädd, MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), kemisk fällning och struvitbehandling.

Gemensamt för de biologiska reningsteknikerna är att de utgår från de biologiska processerna nitrifikation och denitrifikation och därigenom är beroende av värme, tillgång till substrat (fosfor- och kolkälla) samt omväxlande syrerika och syrefattiga zoner. De biologiska reningsteknikerna kräver flödesutjämning vilket innebär att det måste finnas tillgängliga utjämningsmagasin/lagringsdammars. Både behovet av lagringsdammars och att reningsanläggningarna i sig kräver stor utsträckning gör att biologiska reningstekniker (undantaget SBR-teknik) kräver tillgång till stora ytor.

Gemensamt för de kemiska reningsteknikerna är att de kräver avancerad processtyrning och kemikalietillsatser i olika former samt att processerna kräver ofta hög energiförbrukning. En fördel med de kemiska reningsteknikerna är att de i de flesta inte kräver stora ytor vilket gör dem enklare att placera och integrera med övrig verksamhet.

6.1 Avloppsreningsverk

I Sverige är det vanligt att näringsrika lakvattenflöden avleds till kommunala avloppsreningsverk och renas där tillsammans med avloppsvatten från hushåll och kommunala verksamheter. I takt med att reningskraven för avloppsvatten ökat och reglerna för maximalt föroreningsinnehåll i bioslam från avloppsreningsverk skärpts har många kommuner beslutat att lakvatten inte längre ska avledas till avloppsreningsverken utan renas lokalt vid avfallsanläggningen (Naturvårdsverket, 2008).

Reningsprocessen i ett avloppsreningsverk kan vara uppbyggd kring olika processer vilket varierar från verk till verk. Vanligen är reningsprocessen i ett avloppsreningsverk uppbyggd kring processerna mekanisk-, kemisk- och biologisk rening samt sedimentering vilka kombineras på olika sätt (Naturvårdsverket, 2008).

Lakvatten som renas i avloppsreningsverk kan medföra att olika ämnen anrikas i avloppsreningsverkets bioslam vilket kan ha betydelse för möjligheterna att sprida slammet på åkermark (Naturvårdsverket, 2008).

6.1.1 Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve

I tabell 8 presenteras en sammanställning av reningsresultat från sex svenska avloppsreningsverk. Reningseffekten presenteras som reduktion av totalkvävehalt.

Tabell 8. Sammanställning av reningseffekten med avseende på avskiljning av kväve från sex avloppsreningsverk. Reningseffekten visas som procent avskilt totalkväve.

Plats	Ingående totalkväve [mg/L]	Reningseffekt totalkväve [%]	Källa
Bromma reningsverk	28	54	Stockholm Vatten AB, 2011
Henriksdals reningsverk	43	80	Stockholm Vatten AB, 2011
Koholmens avloppsreningsverk	-	84	Karlskrona kommun, 2013
Kungsängsverket	38-44	76	Uppsala Vatten AB, 2013
Käppalaverket	22-52	77	Käppalaförbundet, 2012
Ryaverket	31,5	70	Gryaab, 2013

6.1.2 Kostnader

En fast kostnad för rening av lakvatten från deponier genom avledning till konventionella avloppsreningsverk kan ej anges då kostnaderna är unika för varje specifikt fall. Bland de faktorer som inverkar på kostnaderna finns exempelvis lakvattenflödets storlek och föroreningsinnehåll, avståndet till avloppsreningsverket i fråga samt den processteknik som används vid avloppsreningsverket.

6.1.2.1 Kostandsexempel: Rening av processvatten från Hagby avfallsanläggning vid Käppalaverket

Som ett exempel på kostnader för att avleda vatten från avfallsanläggningar till avloppsreningsverk används Hagby avfallsanläggning, Täby. Förorenat vatten från Hagby avfallsanläggning avleds till Käppalaverket och renas där tillsammans med bland annat avloppsvatten. Kostnaderna för att Käppalaverket ska ta emot och rena vattnet från Hagby avfallsanläggning är baserade på föroreningsinnehållet i vattnet samt mängden vatten som tas emot. Industritaxan för 2013 för rening av vatten från Hagby avfallsanläggning vid Käppalaverket presenteras i tabell 9 (Palmgren, 2012 (personligt meddelande)).

Tabell 9. Industriavgifter för 2013 för behandling av processvatten från Hagby avfallsanläggning vid Käppalaverket.

Ämne	Kostnad [kr/kg]
COD	2,31
Kväve	27,90
Fosfor	59,55
TOC	9,10

Om samma taxa skulle användas för vattnet på Löt avfallsanläggning skulle detta innebära en kostnad av cirka 143 000 kr/år, beräknat på utsläppen av COD, kväve, fosfor och TOC under 2013 (tabell 10) (SÖRAB, 2014a).

Tabell 10. Teoretiska kostnader för avledning och rening av vatten från Löt avfallsanläggning vid konventionellt avloppsreningsverk. Kostnaderna är baserade på den industritaxa som gäller för rening av vatten från Hagby avfallsanläggning vid Käppalaverket varför de inte ska ses som exakt gällande i detta fall utan enbart för att få en uppfattning om i vilken storleksordning kostnaderna för rening av lakvatten i konventionella avloppsreningsverk ligger.

Ämne	Total mängd i utgående vatten (2013) [kg]	Kostnad [kr/kg]	Totalkostnad [kr/år]
COD	1031 (mätt som BOD ₇)	2,31	2382
Kväve	2730	27,90	76167
Fosfor	27	59,55	1608
TOC	6919	9,10	62963

6.2 Luftad damm

Luftade dammar kan användas för reducering av näringsämnen från lakvatten och tekniken är den vanligast förekommande behandlingen vid lokal lakvattenrening (RVF Utveckling, 2003). Reningstekniken används oftast som ett förberedande reningssteg i kombination med andra behandlingsmetoder. Under behandlingen samlas vatten i en tät damm som ofta är försedd med olika avdelande väggar för att förlänga vattnets transportsträcka och därmed öka uppehållstiden i dammen. Den luftade dammen är ofta utformad med alternerande syrerika och syrefattiga zoner (med respektive utan luftning) för att gynna de biologiska processerna (nitrifikation och denitrifikation) (Naturvårdsverket, 2008).

En risk med att använda luftade dammar för kväveavskiljning är ammoniakavdrivning (RVF Utveckling, 2003). Ammoniak som avgår till luften har en stark lukt och vid utsläpp i naturen kan ammoniak bidra till både försurning och övergödning.

6.2.1 Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve

Eftersom luftade dammar vanligen används i kombination med andra reningstekniker har ingen detaljerad information om reningseffekten för luftade dammar som ensamt reningssteg funnits i litteratursökningarna. RVF utveckling (2003) anger dock att en kartläggning som genomförts av organisationen visat att reningseffekten för reduktion av totalkväve från lakvatten som renas enbart i luftade dammar ligger inom intervallet 20-30 % (RVF Utveckling, 1996).

6.2.2 Kostnader

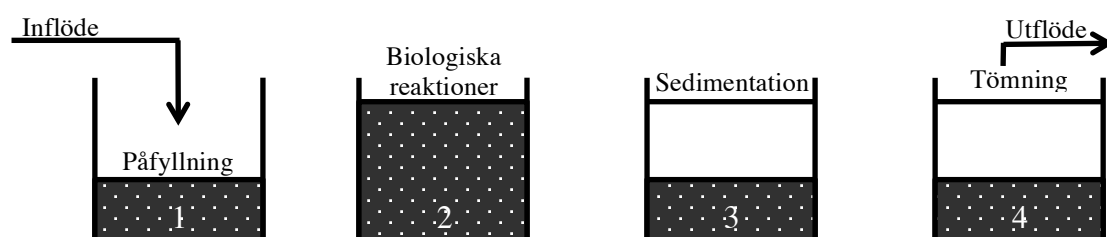
Investeringskostnaderna för luftade dammar är ofta relativt låga jämför med andra tekniker. Dock är energiförbrukningen för luftningen hög vilket kan medföra en hög driftkostnad. Nedan flöjer ett exempel på vad det kan kosta att anlägga en luftad damm.

6.2.2.1 Kostandsexempel: Processvattendamm Hagby avfallsanläggning

På Hagby avfallsanläggning finns en 1000 m³ delvis luftad damm som ingår i processvattenhanteringen på anläggningen. Kostnaden för projektering anläggning av dammen uppgick enligt Larsson (2014 (personligt meddelande)) till 2,3 Mkr. I denna summa är ej kostnaden för ytluftare inkluderad.

6.3 SBR

SBR-teknik är idag en vanlig reningsteknik för behandling av såväl näringsrikt lakvatten som avloppsvatten. SBR-reaktorer är en modifierad aktivslamprocess som främst används för att reducera kväveföreningar, BOD, organiska föreningar och COD (Naturvårdsverket, 2008). Processen bygger på en ”fyll och töm”-process med aktivt slam där flera olika behandlingar kan ske i en och samma tank. Beroende på karaktären hos det vatten som ska renas kan SBR-reaktorn vara utformad på olika sätt men grundprinciperna är desamma som för konventionell rening med aktivt slam. Den stora skillnaden utgörs av att i en SBR-reaktor sker utjämning, biologisk behandling och sedimentering i samma bassäng efter ett strikt specificerat tidsschema (Wang och Shammas, 2010). De vanliga reningsstegen i en SBR-reaktor utgörs av, (1) påfyllning, (2) biologiska reaktioner, (3) sedimentation och (4) tömning (figur 39).



Figur 39. Schematisk bild över grundprinciperna för en SBR-reaktor, (1) påfyllning, (2) biologiska reaktioner, (3) sedimentation och (4) tömning.

6.3.1 Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve

Reningseffekten för SBR-reaktorer varierar beroende på det inkommande vattnets karaktär och reaktorns processupplägg. I tabell 11 presenteras en sammanställning av reningsresultat från sju svenska och tre utländska SBR-reaktorer som behandlar lakvatten. Reningseffekten presenteras som reduktion av totalkvävehalt.

Tabell 11. Sammanställning av reningseffekten för tio olika anläggningar som använder SBR-teknik för avskiljning av kväve från näringsrikt lakvatten. Reningseffekten visas som procent avskilt totalkväve.

Plats	Ingående totalkväve [mg/L]	Reningseffekt totalkväve [%]	Källa
Bösarp	200-500	67,5-91	Morling, 2009
Beijing (Kina)	1900-2100	90	Miao m.fl., 2014
Hyllstofta	-	94	SWECO, 2013b
Isätra	87-220	82,9-96,5	Morling, 2009
Kovik	274	94	SWECO, 2013b
Norsa	140-310	81,9-93,6	Morling, 2009
Puigpaltre (Spanien)	1268	80 (medel)	Monclús m.fl., 2009
Spillepeng (pilotanläggning)	325-344	97	Heander, 2007
Vankiva	150	86	SWECO, 2013b
Wuhan (Kina)	400-700	92,4	Yuan och Wang, 2010

6.3.2 Kostnader

Kostnaden för anläggning och drift av en SBR anläggning varierar stort beroende på bland annat lakvattnets karaktär, temperatur, platsförhållanden och anläggningens dimensionering.

Nedan visas en översiktlig kostnadsberäkning för nybyggnation av en SBR-anläggning för behandling av lakvatten från Filborna deponi. Det bör noteras att kostnaderna är beräknade för en specifik SBR-anläggning på en specifik plats varför de endast kan ses som översiktliga uppskattningar för vad det kan kosta att uppföra en SBR-anläggning. Beräkningen är gjord av SWECO (2013).

6.3.2.1 Kostandsexempel: SBR-reaktor på Filborna avfallsanläggning

Alla kostnader i detta exempel är hämtade från utredningen *Lakvattenrening – Filborna* som togs fram av SWECO 2013. Kostnaderna är beräknade för en anläggning som är dimensionerad för ett årligt lakvattenflöde på 300 000 m³ och där totalkvävehalten i det ingående lakvattnet är cirka 250 mg/L.

I tabell 12 visas de uppskattade investeringskostnaderna för två olika dimensioneringsalternativ (drifttemperatur 8 °C respektive 15 °C) SWECO tog fram som en del av utredningen av SBR-teknik på Filborna avfallsanläggning. Utöver de angivna investeringskostnaderna tillkommer driftkostnader för energi, kemikalier, personal, analyser och underhåll (SWECO, 2013a).

Tabell 12. Uppskattade investeringskostnader för två olika dimensioneringsalternativ för en SBR-anläggning på Filborna avfallsanläggning (SWECO, 2013a).

Område	Kostnader drifttemperatur 8 °C [SEK]	Kostnader drifttemperatur 15 °C [SEK]
Bygg och mark	15 500 000	10 400 000
VVS	2 350 000	1 600 000
Maskin	6 090 000	5 950 000
El och automation	2 135 000	2 085 000
Oförutsett	3 915 000	3 010 000
Projektering, byggledning, kontroll	5 998 000	4 609 000
Entreprenadkostnad	29 990 000	23 045 000
Totalkostnad	65 978 000	50 699 000

6.4 Anlagd våtmark

Våtmarker är ett mycket vanligt sätt att rena lakvatten från deponier. Ofta används tekniken i kombination med andra tekniker men det finns även fall där lakvattenreningen helt förlitar sig till våtmarkssystem (Barr och Robinson, 1999).

Då våtmarkssystem används som enda reningsteknik krävs ett system som är uppbyggt med olika steg där förhållandena är anpassade för att nitrifikation respektive denitrifikation ska kunna ske. För att uppnå fungerande nitrifikation konstrueras ofta grunda delar (0,5–1 m) med mycket växtlighet (Naturvårdsverket, 2008). Denitrifikationsdelen är ofta djupare (1–2 m) med mycket vattenlevande växter som fungerar som substrat för de denitrifierande bakterierna (Naturvårdsverket, 2008).

Både kostnaden och energiförbrukningen i våtmarkssystem är ofta låg. Den överlägset mest begränsande faktorn för reningen utgörs av vattentemperaturen (Naturvårdsverket, 2008).

6.4.1 Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve

Avskiljningen av kväve genom behandling i våtmarkssystem varierar beroende på det inkommande vattnets karaktär och ålder, vattentemperaturen, behandlingstiden, våtmarkens konstruktion (form, djup, växtlighet etc.) (Barr och Robinson, 1999).

I tabell 13 presenteras en sammanställning av reningsresultat från fem våtmarkssystem som används för att reducera kväve från näringsrikt lakvatten. Reningseffekten presenteras som reduktion av totalkvävehalt.

Tabell 13. Sammanställning av reningseffekten med avseende på avskiljning av kväve från näringsrikt lakvatten i fem olika våtmarkssystem. Reningseffekten visas som procent avskilt totalkväve.

Plats	Ingående totalkväve [mg/L]	Reningseffekt totalkväve [%]	Källa
Ankara (Turkiet)	272-4277 (oorganiskt kväve)	38,3-62,3	Yalcuk och Ugurlu, 2009
Bangkok (Thailand)*	140-1260 (oorganiskt kväve)	96	Sawaityayothin och Polprasert, 2006
Cardiff (Wales)	180	73-75	Białowiec m.fl., 2012
Kaohsiung City (Taiwan)*	-	22-56	Yang och Tsai, 2007
Penang (Malaysia)*	400 (medel)	33,8-67	Akinbile m.fl., 2012
Tveta (Sverige)**	41-137	40-75 (av det oorganiska kvävet)	Kietlinska m.fl., 2005

* Lakvatten från sanitetsdeponi, ** Lakvatten som förbehandlats kemiskt

6.4.2 Kostnader

Kostnaderna för att anlägga en våtmark är starkt beroende av förhållandena på platsen där våtmarken ska anläggas. Beroende av markförhållanden krävs olika insatser vid anläggning av våtmarker vilket gör att kostnaderna för anläggningen kan variera mycket. Kostnaden beror också på våtmarkens storlek och vilken typ av våtmark som ska anläggas.

I avsnittet nedan redovisas en översiktlig kostnadsberäkning över vad det kan kosta att anlägga en våtmark. Det ska dock noteras att kostnaderna är beräknade för en specifik typ av våtmark på en specifik plats och därför endast kan ses som översiktliga uppskattningar för vad det kan kosta att anlägga en våtmark. Beräkningen är gjord av WRS (2014).

6.4.2.1 Kostandsexempel: Våtmark på Löt avfallsanläggning

I en förstudie för anläggning av en våtmark vid Löt avfallsanläggning togs fram av WRS under 2014. I förstudien anger WRS översiktliga kostnader för anläggning av en mindre våtmark (area 1600 m², volym 2400 m³) på Löt avfallsanläggning. Den aktuella våtmarken har utformats för att vara ett efterpoleringssteg med huvudsyfte att reducera utsläppen av fosfor och i viss mån även kväve.

I rapporten anger WRS att den största delen av investeringskostnaden för anläggning av den aktuella våtmarken utgörs av kostnaden för schakt och möjligheten till lokal avsättning av schaktmassorna.

I tabell 14 visas de uppskattade investeringskostnaderna som WRS tagit fram för anläggning av en våtmark på Löt avfallsanläggning. Utöver investeringskostnaderna tillkommer driftkostnader vilka WRS beräknar till 20 000 kr/år samt kostnader för tillsyn av anläggningen samt upptag och hantering av sediment (WRS, 2014).

Tabell 14. Uppskattade investeringskostnader för Löts våtmark (WRS, 2014).

Område	Kostnad [SEK]
Masshantering	500 000-1 000 000
Utrustning (reglerbrunn, dagvattentrummor etc.)	Cirka 100 000
Växtetablering	< 100 000
Total investeringskostnad	700 000-1 000 000

6.5 Ammoniakstripping

Ammoniakstripping är en kemisk reningsteknik där kväve reduceras från näringsrikt vatten genom att gasformig ammoniak avgår från vattnet. Eftersom kvävet i lakvatten ofta är i form av ammonium krävs en initial omvandling till ammoniak för att reningsprocessen ska fungera. Eftersom jämvikten mellan ammonium och ammoniak är pH-beroende sker omvandlingen vanligen genom att ett pH-höjande ämne (exempelvis kalk) tillsätts till lakvattnet (RVF Utveckling, 2003).

Strippingprocessen bygger på att ammoniak reagerar med vatten och formar ammoniumhydroxid. Vid höga pH-värden (10,8–11,5) omvandlas ammoniumhydroxiden till ammoniakgas vilken avges till luften (EPA, 2000).

Ammoniak som avgår till luften har en stark lukt och vid utsläpp i naturen kan ammoniak bidra till både förurning och övergödning.

6.5.1 Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve

Reningseffekten vid kväverening med ammoniakstripping varierar beroende på det inkommande vattnets karaktär och ålder, lufttemperaturen samt det använda processupplägget (behandlingstid, typ av pH-justerande kemikalie etc.) (EPA, 2000).

I figur 15 presenteras en sammanställning av reningsresultat från sex anläggningar där ammoniakstripping används för att reducera kväve från näringsrikt lakvatten. Reningseffekten presenteras som reduktion av ammoniakhalt eftersom det är den form av kväve som huvudsakligen existerar under de förhållanden som ammoniakstrippingsprocessen innebär.

Tabell 15. Sammanställning av reningseffekten för sex olika anläggningar som använder ammoniakstripping för avskiljning av kväve från näringsrikt lakvatten. Reningseffekten visas som procent avskilt ammoniumkväve.

Plats	Ingående ammonium [mg/L]	Reningseffekt ammonium [%]	Källa
Chongqing (Kina)	1000-1750	96,6	Guo m.fl., 2010
Falls (PA, USA)	-	50	Keenan m.fl., 1984
Jardim Gramacho (Brasilien)	1998 (medel)	> 95	Campos m.fl., 2013
Karaj City (Tehran)	3335-3540	30-79	Nurisephr m.fl., 2012
Sao Carlos (Brasilien)	1200 (medel)	88	Ferraz m.fl., 2013
Wuhan (Kina)	2200-3100	96	Abood m.fl., 2013

6.5.2 Kostnader

Som för alla andra alternativ för rening av lakvatten kan kostnaden för att anlägga och installera en anläggning för ammoniakstripping variera mycket från fall till fall. De faktorer som i störst utsträckning påverkar investeringskostnaderna för anläggning av en anläggning

för ammoniakstripping är platsförhållanden, anläggningens storlek och kapacitet, vattentemperatur samt ammoniakkoncentration i det inkommande vattnet (EPA, 2000).

Utöver investeringskostnaderna tillkommer kostnader för drift och underhåll, vilket i främsta hand utgörs av kostnader för energi, material, kemikalier och tillsyn (EPA, 2000).

Konkreta kostnadsexempel för byggnation och drift av en reningsanläggning med ammoniakstripping har ej hittats under litteratursökningarna. Däremot anger Muster (2012) en driftkostnad på 2,4 USD (17,6 SEK) för reduktion av 1 kg kväve genom ammoniakstripping.

7 DISKUSSION

Målet i projektet var att optimera driften av SÖRAB:s anläggning för kontinuerlig biologisk rening av näringsrikt lakvatten med avseende på avskiljning av kväve. Under projektets gång besvarades kontinuerligt de frågeställningar och mål som sattes upp i inledningsskedet, en del genom sökningar i litteraturen och andra genom de praktiska försöken som genomfördes på anläggningen.

7.1 Resultat

7.1.1 KBR-anläggningens reningseffekt

Den reningseffekt som uppnåddes under optimeringsförsöken låg i intervallet 66-85 % under den period som KBR-anläggningen fungerade som tänkt (fullständig nitrifikation och denitrifikation, från och med 15/9).

Trots att allt kväve inte reducerades under behandlingen kan det anses vara ett gott resultat eftersom det kvarvarande kvävet efter nitrifikationssteget och denitrifikationssteget ej utgjordes av ammoniumkväve, nitratkväve eller nitritkväve och därmed inte var tillgängligt för mikroorganismerna. KBR-försöken visade att i princip allt oorganiskt kväve (ammonium, nitrat och nitrit) som fanns i det ingående lakvattnet kunde avskiljas genom den biologiska behandlingen i KBR-anläggningen. Eftersom det kvarvarande kvävet inte utgjordes av oorganiskt kväve kan det antas att detta är mycket svårt att avskilja genom biologisk behandling.

Det observerades även att det fanns en kvävefraktion i det ingående vattnet som inte utgjordes av oorganiska kväveföreningar. Om denna kvävefraktion jämförs med den kvarvarande totalkvävehalten efter att vattnet behandlats i KBR-anläggningen kan det ses att kvävefraktionen som ej utgörs av oorganiskt kväve är relativt konstant och inte påverkas nämnvärt av behandlingen i KBR-anläggningen. Det kan därför antas att den reningseffekt som uppnåddes under de genomförda försöken är den maximala reningseffekt som går att uppnå med KBR-tekniken. Det är därför rimligt att anta att KBR-anläggningens maximala reningseffekt ligger kring 85 % om det ingående vattnet består av lakvatten med samma karaktär som vattnet från Löts IFA-deponi. Det bör noteras att eftersom det kvarvarande kvävet inte var biotillgängligt är det rimligt att anta att en högre reningseffekt än 85 % inte går att uppnå med biologisk behandling, oavsett vilken biologisk reningsteknik som använts.

Den kvarvarande totalkvävehalten på 20-30 mg/L innebär att tillräcklig rening uppnås i KBR-anläggningen för flödet under ett normalår (cirka 40 000 m³) för att de riktvärden som gäller under provotiden ska uppnås (1000 kg/år). Om flödet är högre än vid ett normalår är reningen däremot inte tillräcklig varför det då är nödvändigt att efterföljande reningssteg klarar av att reducera totalkväve ner till gällande krav. För att säkerställa att utsläppen av kväve inte överstiger riktvärdena bör därför de efterföljande reningsstegen (våtmark och översilning) kapacitet utredas. Om kapaciteten i våtmarken och översilningsytan inte är tillräcklig för att sänka totalkvävehalten till gällande krav måste det utredas hur dessa reningssteg kan förbättras och/eller kompletteras med andra reningstekniker om riktvärdena efter provotidens utgång kommer ligga på samma nivåer som de provisoriska. Det ska dock tilläggas att eftersom vattnet från KBR-anläggningen endast utgör ett delflöde på anläggningen och därför kommer spädas ut med vatten från andra delflöden innan det når utsläppspunkten kommer halten av både totalkväve och andra ämnen automatiskt sänkas innan det når utsläppspunkten. För de ämnen där riktvärdet utgörs av ett mängdriktvärde går det dock inte att förlita sig till utspädning för att de krav som finns ska uppfyllas.

I det fall en framtida utredning av våtmarken och översilningsytan kommer fram till att dessa inte har tillräcklig kapacitet för att kunna avskilja det kvarvarande kvävet måste dessa kombineras med ytterligare ett eller flera reningssteg för att flödet vid ett extremår ska kunna behandlas. Dessa skulle i så fall kunna utgöras av exempelvis kemisk fällning eller ytterligare biologisk behandling.

I de fall kemisk fällning skulle användas på utgående vatten från KBR-anläggningen skulle detta förmodligen reducera både mängden fosfor, organiskt bundet kväve och metaller. Dock skulle det tillkomma kostnader för byggnation av fällningssteget samt kostnader för drift och underhåll.

7.1.2 Nitrifikationsstegets funktion

Nitrifikationsstegets syfte var att omvandla det ammoniumkväve som fanns i lakvattnet från IFA-deponin till nitrat innan vidare behandling skedde i denitrifikationssteget. Under projektets gång blev det tydligt vilka faktorer som påverkar nitrifikationsprocessen samt hur temperatur, fosforkälla, flöde och luftning kunde regleras för att nitrifikationsprocessen skulle bli så effektiv som möjligt.

7.1.2.1 Temperaturberoende

Det visade sig att nitrifikationsprocessen är temperaturkänslig och att de nitrifierande bakteriernas aktivitet påverkas negativt vid sjunkande temperaturer, precis som angivits i den studerade litteraturen.

Analysresultaten visade att så länge vattentemperaturen låg över 14 °C (till och med 15/10) var nitrifikationsprocessen fullständig och allt ammoniumkväve omvandlades till nitrat. Så länge lufttemperaturen inte sjönk under 0 °C var uppvärmningen i nitrifikationsbassängen tillräcklig för att hålla vattentemperaturen över 14 °C. Därefter lyckades det ej upprätthållas en tillräcklig temperatur för att allt ammoniumkväve i det ingående vattnet skulle omvandlas till nitrat i nitrifikationssteget.

En avgörande faktor som påverkar slutsatsen gällande vilken temperatur som krävs för att allt ammoniumkväve ska hinna omvandlas till nitrat i nitrifikationssteget är halten ammoniumkväve i det inkommande lakvattnet. Under projektet förändrades karaktären på det inkommande lakvattnet efterhand eftersom mer och mer vatten med tiden kom från lagringsdammen L2E och mindre från IFA-deponin (provtagningspunkt L11). Detta innebar att samtidigt som vattentemperaturen i nitrifikationssteget sjönk gick ammoniumkvävehalten i det inkommande vattnet ner (figur 26). Det går därför inte att utesluta att gränsen för vilken vattentemperatur som behövs för att allt ammoniumkväve i lakvattnet ska omvandlas till nitrat i nitrifikationssteget behöver justeras uppåt om förutsättningarna förändras och belastningen av ammoniumkväve är högre än den var då försöken i detta projekt genomfördes.

7.1.2.2 Fosforbehov

Under försöken sattes en målhalt på 1 mg/L tillgänglig fosfor (fosfatfosfor) vilken visade sig vara tillräcklig för att nitrifikationen skulle fungera på ett bra sätt. Även om den teoretiskt framtagna tillsatsen av fosfor visade sig vara tillräcklig kan det inte sägas att tillsatsen optimerats då analys svaren från vattenprovtagningarna visade att all tillgänglig fosfor inte förbrukades av mikroorganismerna. Detta utgör ett problem eftersom fosfor är ett näringsämne som är hårt reglerat i utsläppskraven och som kan ha starkt negativ påverkan på

miljön om utsläppen är för höga. För att optimera fosfortillsatsen och minimera påverkan på miljön bör därför vidare försök göras där målhalten för tillgänglig fosfor sänks succesivt för att hitta den optimala halten som är nödvändig för att nitrifikationen ska fungera men som inte gör så att fosforhalten i utgående vatten från anläggningen är högre än i ingående vatten (gärna betydligt lägre).

För att optimera tillsatsen av fosfor vid vidare försök och i framtida drift kan flera förbättringar göras. Exempelvis togs det i detta projekt inte hänsyn till den mängd tillgänglig fosfor som fanns i det inkommande vattnet utan fosfordoseringen beräknades enbart utifrån ammoniumhalten i det inkommande vattnet. För att kunna finjustera parameterinställningarna och minimera mängden tillsatt fosfor bör beräkningsmetoden som användes för att beräkna behovet av tillsatt fosfor utökas till att även inkludera fosfatfosforhalten i ingående vatten. Ett sådant tillägg skulle göra att mängden fosfor som tillsätts i KBR-anläggningen skulle kunna minimeras och mer av den fosfor som redan finns tillgänglig i vattnet skulle kunna användas. Detta skulle kunna vara ett sätt för SÖRAB att minska sina utsläpp av fosfor och i förlängningen ett sätt att minimera påverkan på recipienten.

Ytterligare en åtgärd som skulle kunna vara möjlig att genomföra för att minimera mängden tillsatt fosfor över tid är att tydligare dela upp behandlingen av olika vattenströmmar i KBR-anläggningen och skilja på när vatten som kommer direkt från IFA-deponin behandlas respektive när vatten som magasinerats i lagringsdammen L2E behandlas. Detta eftersom fosfatfosforhalten i det lakvatten som kommer direkt från IFA-deponin generellt är högre än i det vattnet som lagrats i lagringsdammen L2E (se analysresultat för provtagningspunkt L11 och L2E, appendix C, figur C12 respektive figur C13). En sådan uppdelning skulle ge en mer förutsägbar karaktär på KBR-anläggningens inkommande vatten då både vattnet direkt från IFA-deponin och vattnet i L2E-dammen har relativt stabil karaktär, men olika. Det som i dagsläget gör det svårt att förutsäga det ingående vattnets sammansättning är att blandningen av vatten som kommer direkt från IFA-deponin och vatten som lagrats i L2E-dammen i dagsläget inte är reglerad utan beror helt av hur mycket vatten som kommer från IFA-deponin vid varje specifikt tillfälle. Separerade behandlingsperioder för vatten direkt från IFA-deponin respektive vatten som lagrats i L2E-dammen skulle underlätta på så sätt att inflödets karaktär skulle bli mer stabil vilket i sin tur skulle göra det enklare att anpassa fosfortillsatsen (samma resonemang gäller givetvis även för behovet av tillsatt kolkälla). En nackdel är dock att det skulle kunna påverka bakteriefloran i anläggningen negativt om det inkommande vattnets karaktär ändras drastiskt genom att vattnet växlar mellan att komma enbart från IFA-deponin och enbart från L2E-dammen.

7.1.2.3 Syrehalt

Under försöket blev det tydligt att tillräckligt hög syrehalt i nitrifikationssteget är en grundläggande förutsättning för att nitrifikationsprocessen ska fungera. Under de perioder då ammoniumkväve började reduceras kraftigt sågs att syrehalten snabbt sjönk och syre blev den begränsande faktorn (figur 24, figur 27, figur 35). För att syrehalten skulle hållas över den uppsatta gränsen på 4 mg/L krävdes att effekten på luftarna ökades då ammoniumhalten i det ingående vattnet var hög.

Regleringen av syrehalten visade sig vara en utmaning eftersom luftarnas effekt inte kunde regleras med så hög noggrannhet. Därför låg syrehalten ofta en bit över den uppsatta gränsen vilket i sig inte är negativt för mikroorganismerna och det bidrar dessutom positivt till omrörningen i bassängen, däremot är det negativt så till vida att luftningen är mycket energikrävande och därmed kostsam. Det är därför önskvärt att syrehalten ligger kring 4 mg/L

för att balansen mellan reningsfunktion, energiåtgång och kostnader ska vara så bra som möjligt.

7.1.2.4 Uppehållstid

Det visade sig att när nitrifikationsprocessen väl börjat fungera var uppehållstiden i nitrifikationsbassängen fullt tillräcklig. Försök med kortare uppehållstid gjordes inte eftersom anläggningen (pumpar etc.) inte är dimensionerad för att klara högre flöden än de som användes i dessa försök (420 m³/d).

När temperaturen började sjunka i slutet av provtagningsperioden visade analysvaren att nitrifikationsprocessen inte klarade att omvandla allt ammoniumkväve till nitrat. För att allt ammoniumkväve ska hinna omvandlas till nitrat skulle det vara gynnsamt att under kallare perioder då det observeras att nitrifikationsprocessen inte klarar av att hantera allt kväve öka uppehållstiden i bassängen genom att sänka flödet genom anläggningen.

7.1.2.5 Övrigt

Avdrivning av ammoniak

En negativ effekt av att använda en luftad damm för behandling av ammoniumrikt vatten är risken för avdrivning av ammoniak. Eftersom avdrivning av ammoniak är skadligt för miljön bör teknik som resulterar i detta undvikas. Dock har ingen ammoniakavdrivning observerats under pilotförsöken på KBR-anläggningen. Detta kan ses genom en jämförelse mellan totalkvävehalten i ingående vatten och i nitrifikationssteget vilken borde vara samma om ammoniak inte avges till luften. Det gick att se en viss skillnad i totalkvävehalt i ingående vatten jämfört med i nitrifikationssteget men skillnaden var inte så stor att det borde skett någon större avgång av kväve genom avdrivning av ammoniak. Faktorer som stärker resonemanget att ammoniakavdrivning ej förekom är att pH-värdet i nitrifikationsbassängen inte var optimalt för ammoniakavdrivning och att det inte heller observerades någon stark lukt från anläggningen vilket borde gjorts om ammoniak drivits av till luften.

7.1.3 Denitrifikationsstegets funktion

Denitrifikationsstegets syfte var att omvandla det nitratkväve som bildats i nitrifikationssteget till kvävgas som kunde avges till luften. Under projektets gång genomfördes försök med olika tillsatser av fosfor- och kolkälla för att se hur dessa påverkade denitrifikationsprocessen. Resultaten från försöken visade på tydliga samband mellan tillsats av fosfor- och kolkälla och denitrifikationsprocessens funktion samt på hur parametrar som flöde och temperatur påverkar denitrifierarnas förmåga att omvandla nitratkväve och nitritkväve till kvävgas.

7.1.3.1 Temperaturberoende

Denitrifikationsprocessen visade sig inte vara lika känslig för sjunkande temperaturer som nitrifikationen, vilket bekräftar det som framgått från den studerade litteraturen. Då temperaturen började sjunka och det observerades att nitrifikationsprocessen inte längre klarade att omvandla allt ammoniumkväve till nitratkväve fungerade denitrifikationsprocessen fortfarande fullt ut och klarade av att omvandla det nitrat som kom in i denitrifikationsbassängen till kvävgas trots att vattentemperaturen i denitrifikationsbassängen var lägre än i nitrifikationsbassängen.

Resultaten visar att det inte finns något behov av uppvärmning i denitrifikationssteget. Den uppvärmning som sker i nitrifikationsbassängen är tillräcklig för att vattnet ska hålla tillräcklig temperatur för att även denitrifikationsprocessen ska fungera. Det är därmed viktigare att fokusera på att tillräcklig temperatur hålls i nitrifikationssteget.

7.1.3.2 Fosforbehov

Inledningsvis tillsattes ingen fosfor i denitrifikationssteget i tron att den fosfortillsats som gjordes i nitrifikationssteget skulle vara tillräcklig även för att täcka fosforbehovet i denitrifikationssteget. Det visade sig dock tidigt att detta inte fungerade varför fosfor började tillsättas även i denitrifikationssteget.

För att höja halten tillgängligt fosfor i denitrifikationssteget krävdes en relativt stor kontinuerlig tillsats av fosforkälla. Fosfatfosforhalten låg länge på nivåer lägre än 0,5 mg/L vilket inte var tillräckligt för att täcka mikroorganismernas behov.

En oroväckande faktor är att all tillgänglig fosfor inte förbrukas av mikroorganismerna utan både fosfatfosforhalten och totalfosforhalten förblev hög även efter de biologiska reningsstegen. Eftersom fosfor är ett ämne som kan ha mycket negativ inverkan på miljön om det släpps ut i för höga halter är det önskvärt att reducera mängden fosfor från avfallsanläggningen som helhet. Tillsatserna av fosfor som är nödvändig för att de biologiska processerna i KBR-anläggningen ska fungera utgör därför ett dilemma eftersom de möjliggör avskiljning av kväve på bekostnad av ökade totalfosforhalter.

Om tillsatsen av fosfor inte kan optimeras bättre genom fortsatta försök är det nödvändigt att säkerställa att efterföljande reningssteg kan hantera fosforhalterna i vattnet från KBR-anläggningen för att gällande krav ska kunna uppnås. Som tidigare rekommenderats behöver efterföljande reningsstegs kapacitet utredas även med avseende på kapacitet att avskilja fosfor.

I de fall en framtida utredning av efterföljande reningssteg visar att kapaciteten ej är tillräcklig för att kunna avskilja den kvarvarande fosforn måste dessa kombineras med ytterligare ett eller flera reningssteg. Dessa skulle i så fall kunna utgöras exempelvis kemisk fällning eller ytterligare biologisk behandling.

7.1.3.3 Behov av kolkälla

Behovet av tillsatt kolkälla i denitrifikationssteget identifierades tidigt i litteraturstudien. Lakvattnet som går in i KBR-anläggningen innehåller ingen eller låga halter av tillgänglig kolkälla varför en tillsats av kolkälla är nödvändig i denitrifikationssteget (i nitrifikationsprocessen assimilerar bakterierna kol från luftens koldioxid varför extern tillsats ej är nödvändig).

Försöken visade att det rekommenderade behov av kolkälla som angivits i den studerade litteraturen var tillräckligt för att denitrifikationsprocessen skulle fungera tillfredställande. Under optimeringsförsöken gjordes även försök där mängden tillsatt kolkälla sänktes under den mängd som tagits fram teoretiskt men då även kvävehalten i det ingående vattnet sjönk i samband med detta kan det inte dras några slutsatser gällande huruvida en mindre mängd kolkälla än den som beräknats teoretiskt kan vara tillräcklig för att denitrifikationsprocessen ska fungera fullt ut och allt existerande oorganiskt kväve ska avskiljas i processen. För att bättre kunna genomföra försök på hur stor tillsats av kolkälla som är nödvändig behöver det genomföras försök där kolkällan anpassas efter kvävehalterna i denitrifikationsstegets

inkommande vatten (nitrifikationsstegets utgående vatten). För att sådana försök ska kunna genomföras behövs en snabbare metod än den som användes under detta projekt för att analysera totalkvävehalten i vattnet (i detta projekt kunde det dröja upp till två veckor från provtagningstillfället innan analys svar för totalkväve rapporterades in av laboratoriet).

Att ytterligare optimera tillsatsen av kolkälla är viktigt i kommande försök och drift av KBR-anläggningen eftersom halterna för både BOD₇ och TOC i KBR-anläggningens utgående vatten varit mycket höga under de försök som genomförts under detta projekt. Viss rening med avseende på dessa parametrar kan förmodligen förväntas fås i våtmarken och översilningsytan men det är onödigt belasta dessa reningssteg mer än nödvändigt eftersom de både är svåra att reglera samt enkelt påverkas av väder och vind. Att inte släppa vidare vatten med höga BOD₇-halter till våtmarken och översilningsytan är extra viktigt under kallare perioder då reningen i våtmarken kan antas minska eftersom den bygger på biologiska processer.

7.1.3.4 Syrehalt

Försöken visade att det är möjligt att skapa en tillräckligt anoxisk miljö i denitrifikationsbassängen för att denitrifikationsprocessen ska fungera på ett tillfredställande sätt. Att få ner syrehalten till målhalten på under 0,2 mg/L visade sig mycket svårt men processen visade sig fungera väl även vid syrehalter på 0,2-0,4 mg/L.

Eftersom det inte finns några andra sätt att reglera syrehalten i denitrifikationsbassängen än att undvika kraftig omblandning kan det anses mycket svårt att sänka syrehalten under de nivåer som uppnåts i detta projekt. En försvarande faktor är även att det kontinuerligt tillförs syrerikt vatten från nitrifikationssteget.

7.1.3.5 Uppehållstid

Den uppehållstid som KBR-anläggningens denitrifikationssteg dimensionerats efter visade sig fungera när denitrifikationsprocessen väl kommit igång. Innan bakteriefloran hunnit växa till i denitrifikationsbassängen var det den för korta uppehållstiden i bassängen som hindrade processens funktion. Resultaten från försöken visar att det krävdes en längre period då vattnet stod stilla i denitrifikationsbassängen för att mikroorganismerna skulle etablera sig och växa till tillräckligt mycket för att de skulle klara av att hantera det kontinuerliga genomflödet.

Svårigheten att få de denitrifierande bakterierna att etablera sig och växa till bör ha i åtanke vid framtida uppstart av KBR-anläggningen. Denitrifierarna kan växa till först när det finns tillgång på nitrat varför det till nästa uppstart av KBR-anläggningen föreslås en inväjningsperiod i två steg, först en period som liknar inväjningsperioden i detta projekt och därefter en period då nitratrikt vatten från nitrifikationssteget får stå stilla i denitrifikationsbassängen och då tillsats av både fosfor- och kolkälla görs för att få denitrifierarna att etablera sig och växa till.

7.1.4 Efterluftsstegets funktion

Efterluftssteget har inte undersökts närmare i detta projekt eftersom reningsstegets funktion inte i första hand är att avskilja kväve. Några observationer som är värda att nämna har likväl gjorts.

Det har visat sig att efterluftsstegets funktion, vilken är att reducera BOD₇-halten i vattnet, fungerar (figur 32). Under detta projekt har emellertid belastningen på efterluftsningen

varit extremt hög eftersom doseringen av kolkälla överdrevs under en längre period för att säkerställa att kolkällan inte utgjorde en begränsande faktor. Därav klarade inte efterluftssteget att reducera allt överblivet BOD som fanns kvar i vattnet efter denitrifikationssteget. För att minska belastningen på efterluftssteget och se till att denna inte överbelastas är den effektivaste åtgärden att se till att det inte tillsätts mer kolkälla än nödvändigt i denitrifikationssteget.

Det noterades även att syrehalten i efterluftssteget varierade mycket beroende på var i bassängen som mätningen utfördes. Förklaringen till detta är att luftningen i efterluftssteget enbart sker i ena änden av bassängen (eftersom luftare från den gamla luftade dammen som KBR-anläggningen är byggd i återanvänts). Luftarnas lokalisering i kombination med att bassängen troligtvis inte är tillräckligt omrörd tros påverka reningsstegets funktion negativt.

7.1.5 Sedimentationsstegets funktion

Sedimentationssteget har inte undersökts närmare i detta projekt eftersom reningsstegets funktion inte i första hand är att avskilja kväve. En möjlighet är dock att det kväve som inte kunde avskiljas i de biologiska reningsstegen och som därmed antogs vara organiskt bundet till viss del skulle kunna avskiljas genom sedimentation eftersom organiska partiklar ofta är relativt stora och därmed borde kunna sedimenteras. Några sådana tendenser har däremot inte kunnat ses men en orsak till att sådana observationer ej gjorts skulle kunna vara sättet att provta det utgående vattnet. I detta projekt antogs det utgående vattnet ha samma sammansättning som vattnet i sedimentationsbassängen och därför likställdes utgående vatten med vatten i sedimentationsbassängen. Det är dock möjligt att detta inte stämmer helt eftersom själva provtagningsmomentet med stor sannolikhet påverkat sedimentationsprocessen och rört om vattnet. Dessutom togs prover inte exakt där vatten tas ut från bassängen utan en bit därifrån på ett djup av cirka 1 m. För att tydligare se sedimentationsbassängens effekt skulle det troligen varit bättre att ta provet efter sedimentationssteget, exempelvis i pumphuset som KBR-anläggningens färdigbehandlade vatten går via innan det pumpas upp till våtmarken.

7.2 Metodutvärdering

Den valda metoden fungerade väl för ändamålet och driften kunde optimeras utifrån de beräknade behoven av kol- och fosforkälla.

Det kunde under projektets gång konstateras att provtagning två gånger per vecka lämpade sig bra och var fullt tillräckligt för att processerna i KBR-anläggningen skulle kunna följas på ett bra sätt. Att provta vattnet två gånger per vecka kan anses tillräckligt eftersom uppehållstiden för vattnet i systemet är lång vilket gör att förändringar sker långsamt och med viss fördröjning. Detta observerades vid flera tillfällen under projektets gång. Fältmätning av syrehalt, temperatur, pH-värde och konduktivitet var däremot helt nödvändigt att genomföra varje dag eftersom förändringar i dessa parametrar (främst syrehalt och temperatur) ger en snabb påverkan på de biologiska processerna vilket också observerades flera gånger under projektet.

7.2.1 Analysparametrar och mätningar

De parametrar som analyserades från vattenproverna utgjorde ett bra underlag för att kunna besvara frågeställningarna i projektet. Underlaget hade dock kunnat förbättras om det hade

gjorts slamhaltstester med jämna mellanrum, framförallt under den period då de biologiska processerna inte riktigt kommit igång. Om slamhalten hade mätts kunde detta givit en indikation och bättre förståelse för statusen i nitrifikations- och denitrifikationssteget.

De metaller som analyserades under projektet var överflödiga när det gällde att besvara projektets frågeställningar, däremot visade de på intressanta samband gällande vad som händer med metallerna i vattnet då det behandlas i KBR-anläggningen. Analyserna av metaller tydliggjorde även vilken ytterligare behandling som kan vara nödvändig innan vattnet kan avledas till recipienten.

Som tidigare nämnt borde provtagningen av utgående vattnet inte skett i sedimentationssteget utan först i det helt färdigbehandlade vattnet för att få mer tillförlitliga data.

7.3 Jämförelse med andra tekniker

I examensarbetet gjordes en studie av andra tekniker som skulle kunna användas för att avskilja kväve från det aktuella lakvattnet. De andra tekniker som valdes ut studerades enbart genom litteratursökningar.

Det kunde konstateras att det finns flera alternativ till att använda KBR-teknik för att rena lakvatten från deponier med liknande karaktär som deponin på Löt avfallsanläggning. Det är dock omöjligt att veta exakt vilken reningseffekt som skulle kunna uppnås med respektive reningsteknik på det aktuella lakvattnet från Löts IFA-deponi. För att få reda på detta krävs att försök genomförs där det aktuella lakvattnet testenas med respektive reningsteknik. Därför ska de slutsatser som dras i denna jämförelse endast ses som en ungefärlig indikation på vilken reningseffekt som skulle kunna fås med respektive reningsteknik. Det samma gäller för kostnaderna för respektive teknik då dessa är helt beroende av vilka förhållanden som råder på anläggningen samt på vilket flöde tekniken ska dimensioneras för.

7.3.1 Reningseffekt med avseende på avskiljning av kväve

Av de tekniker som studerats i detta examensarbete utgör avloppsreningsverk, SBR-anläggning samt ammoniakstripping rimliga alternativ till KBR-tekniken vad gäller reningseffekten.

När det gäller luftade dammar och våtmarker har båda dessa tekniker en lägre avskiljningsgrad av kväve än vad som uppnåddes i KBR-försöken i detta projekt. Ingen av dessa tekniker kommer i närheten av de reningseffekter som krävs för att tillräcklig avskiljning av kväve från lakvattnet från Löts IFA-deponi ska kunna uppnås.

Av de tekniker som studerats har SBR högst reningseffekten med avseende på avskiljning av totalkväve (67-97 %). Även ammoniakstripping har i vissa fall en mycket hög avskiljning av totalkväve (30-96 %) men även en betydligt sämre lägstanivå än SBR. SBR verkar med andra ord vara stabilare när det kommer till reningseffekt än ammoniakstripping.

7.3.2 Kostnader

Generellt är det mycket svårt att göra rimliga uppskattningar av vilka investeringskostnader som krävs för anläggning och byggnation av olika reningstekniker, dels på grund av att kostnaderna beror mycket av platsförhållanden där anläggningen ska byggas, dels eftersom kostnaderna varierar beroende på hur stora flöden anläggningarna dimensioneras för. Av de kostnader som kunnat tas fram i denna studie kan det konstateras att de mest kostnadseffektiva lokala reningsalternativen är att rena vattnet i våtmarker eller luftade

dammar. För våtmarker är både investeringskostnaderna samt kostnaderna för drift och underhåll låga.

SBR-teknik och ammoniakstripping kan inte konkurrera med kostnaderna för kontinuerlig biologisk rening utan förefaller vara mycket mer kostsamt, både vad gäller kostnader för investering och kostnader för drift och underhåll.

Emellertid är det inget av de lokala reningsalternativen som kan konkurrera med kostnaderna för att avleda vattnet till befintliga avloppsreningsverk och där rena det tillsammans med avloppsvatten. Att använda en centraliserad lösning för rening av olika typer av vatten förefaller vara det mest kostnadseffektiva eftersom större delen av infrastrukturen i så fall redan är på plats och det enda som krävs är att arrangera så att lakvattnet kan avledas till avloppsreningsverket.

7.3.3 Sammanvägning av reningseffekt och kostnader

Då kostnader vägdes samman med de studerade teknikernas kapacitet att reducera kväve från lakvatten ses att den enda teknik som kan konkurrera med kontinuerlig biologisk rening är att avleda vattnet till konventionella avloppsreningsverk. De andra teknikerna har antingen för låg reningseffekt eller är mycket kostsamma.

Att centralisera reningen av näringsrika lakvatten och kombinera rening av dessa med reningen av avloppsvatten skulle innebära lägre kostnader och i förlängningen även lägre belastning på miljön än att använda lokala reningstekniker. Centraliserad rening skulle även göra det enklare att reglera och kontrollera reningen vilket skulle vara mycket positivt ur både ett kostnads- och kunskapsperspektiv. Dock skulle detta innebära en ökad belastning på avloppsreningsverken varför det skulle bli svårare att hålla hög kvalitet på utgående vatten och slam.

7.4 Övriga lärdomar från pilotförsöken

Läckage mellan KBR-anläggningens olika bassänger

I försöksperiodens inledningsskede uppdagades ett läckage mellan KBR-anläggningens olika bassänger. Eftersom KBR-anläggningen på Löt avfallsanläggning är byggd i en cirkel där alla bassänger har kontaktyta med nitrifikationsbassängen blev läckaget mellan bassängerna ett stort problem då obehandlat lakvatten kunde passera genom anläggningen utan att genomgå samtliga reningssteg. Under pilotförsöken i detta projekt åtgärdades detta problem provisoriskt genom att vattnet pumpades mellan bassängerna istället för att låta det gå den tänkta vägen över de triangulära överfallen.

Som provisorisk åtgärd fungerade pumpning mellan bassängerna bra men detta problem hade däremot aldrig uppstått om KBR-anläggningen byggts på linje istället för i en cirkel. På så vis hade varje reningssteg enbart haft kontakt med efterflöjande reningssteg och det skulle därför inte utgjort ett lika stort problem om läckage mellan bassängerna uppstod.

8 SLUTSATSER

- De parametrar som i detta projekt kunnat konstateras påverka avskiljningen av kväve från lakvattnet som IFA-deponin på Löt avfallsanläggning ger upphov till var:
 - Vattentemperatur i de biologiska reningsstegen
 - Syrehalt i de biologiska reningsstegen
 - Halten ammoniumkväve i det inkommande lakvattnet
 - Mängden tillgänglig fosfor i de biologiska reningsstegen
 - Tillgången på kolkälla i denitrifikationssteget
- Försöken i denna pilotstudie visade att vid ett flöde på 420 m³/d genom KBR-anläggningen kunde fullständig nitrifikation och denitrifikation uppnås vid vattentemperaturer över 14 °C, detta om en fosfatfosforhalt över cirka 1 mg/L upprätthölls i dessa reningssteg. Utöver fosfortillsats krävdes en tillsats av kolkälla i denitrifikationssteget motsvarande en COD-tillsats på fyra gånger nitratkvävehalten i inkommande vatten till denitrifikationssteget.
- De försök som genomfördes i detta examensarbete har visat att det är möjligt att avskilja närmare 100 % av det oorganiska kvävet som finns i lakvattnet från IFA-deponin på Löt avfallsanläggning genom kontinuerlig biologisk rening. Under försöken kunde det dock även konstateras att det kväve som inte utgörs av ammoniumkväve, nitratkväve eller nitritkväve är mycket svårt att avskilja med den teknik som användes. Försöken visade att den totala reningseffekten för avskiljning av kväve i KBR-anläggningen ligger mellan 66-85 %. Eftersom det kväve som inte avskildes genom behandlingen i KBR-anläggningen ej utgjordes av biotillgängligt kväve bör den kvarvarande kvävefraktionens miljöpåverkan utredas innan slutsatser om eventuellt behov av ytterligare rening dras.
- I denna studie har det konstaterats att det finns flera andra alternativ än kontinuerlig biologisk rening för att avskilja kväve från näringsrika lakvatten. Exempel på andra tekniker som skulle kunna användas är, luftade dammar, våtmarker, ammoniakstripping, SBR eller rening i konventionella avloppsreningsverk. I den del i denna studie där resultaten från pilotförsöken i KBR-anläggningen jämfördes med andra tillgängliga tekniker för avskiljning av kväve från näringsrika lakvatten kunde det konstateras att KBR-tekniken utgör ett mycket gott alternativ för avskiljning av kväve från näringsrika lakvatten. Då både reningseffekt och kostnader sammanvägdes var det enbart rening i konventionella avloppsreningsverk som kunde konkurrera med kontinuerlig biologisk rening i den form som användes i detta projekt.

9 REFERENSER

9.1 Publicerade källor

Abood, A.R., Bao, J., Abudi, Z., Zheng, D., Gao, C., 2013. Pretreatment of Nonbiodegradable Landfill Leachate by Air Stripping Coupled with Agitation as Ammonia Stripping and Coagulation-Flocculation Processes. *Clean Technology and Environmental Policy*, vol. 15.

Akinbile, C., Yusoff, M., Ahmad Zuki, A., 2012. Landfill Leachate Treatment Using Sub-surface Flow Constructed Wetland by *Cyperus Haspan*. *Waste Management*, vol. 32.

Anthonisen, A., Loehr, R., Prakasam, T.B., Srinath, E.G., 1976. Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. *Water Pollution Control Federation*, vol. 48.

Avfall Sverige, 2012. Avfall Sveriges deponihandbok (faktablad 8306 N, rapport D2012:02). Naturvårdsverket, Malmö.

Avfall Sverige, 2014. Svensk avfallshantering 2014 (årssammanställning). Avfall Sverige, Malmö.

Barr, M., Robinson, H., 1999. Constructed Wetlands for Landfill Leachate Treatment. *Waste Management & Research*, vol. 17.

Barth, E.F., Brenner, R.C., Lewis, R.F., 1968. Chemical-Biological Control of Nitrogen and Phosphorus in Wastewater Effluent. *Water Pollution Control Federation*, vol. 40.

Białowiec, A., Davies, L., Albuquerque, A., Randerson, P.F., 2012. The Influence of Plants on Nitrogen Removal from Landfill Leachate in Discontinuous Batch Shallow Constructed Wetland with Recirculating Subsurface Horizontal Flow. *Ecological Engineering*, vol. 40.

Bitton, G., 2010. *Wastewater Microbiology*, 4:e utgåvan. Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ.

Bohnet, M., 2003. Ullmanns's Encyclopedia of Industrial Chemistry, kap. 2 Wastewater - Aerobic Biological Treatment. John Harper Publishing, London.

Campos, J., Moura, D., Costa, A., Yokoyama, L., F.V.d.F, Cammarota, M., Cardillo, L., 2013. Evaluation of pH, Alkalinity and Temperature during Air Stripping Process for Ammonia Removal from Landfill Leachate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol. 48.

EPA, 2000. Wastewater Technology Fact Sheet - Ammonia Stripping. United States Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC.

Ferraz, F.M., Povinelli, J., Vieira, E.M., 2013. Ammonia Removal from Landfill Leachate by Air Stripping Absorption. *Environmental Technology* (nr. 34:15), London.

Görfeldt, K., 2008. Optimering av lakvattenrening i pilotskala på Spillepengs avfallsanläggning (examensarbete). Lunds universitet, Lund.

Gryaab, 2013. Miljörapport Ryaverket 2013. Gryaab.

Guo, J.-S., Abbas, A.A., Chen, Y.-P., Liu, Z.-P., Fang, F., Chen, P., 2010. Treatment of Landfill Leachate Using Combined Stripping, Fenton, SBR and Coagulation Process. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 178.

Heander, E., 2007. Potential för kväverening av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning med SBR-teknik samt supplerande COD-reduktion med kemiska oxidationsmedel (examensarbete). Lunds universitet, Lund.

Ingesson, U., 1996. Denitrifikationsprocessen - En litteraturstudie (Teknisk rapport). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, avdelningen för vattenvårdslära, Uppsala.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2000a. Handbok för lakvattenbedömning - Metodik för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag (IVL rapport B 1354). IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2000b. Utveckling av metoder för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag (IVL rapport B 1353). Stockholm.

Jansson, M., Leonardson, L., Henriksson, J., 1991. Kväveretention och denitrifikation i jordbrukslandskapets rinnande vatten (rapport 3901). Statens naturvårdsverk, Stockholm.

Käppalaförbundet, 2012. Miljörapport Käppala kvartal 3 2012. Käppalaförbundet.

Karlskrona kommun, 2013. Miljörapport 2013 Koholmen avloppsreningsverk. Karlskrona kommun.

Keenan, J., Steiner, R., Fungaroli, A., 1984. Landfill Leachate Treatment. *Water Pollution Control Federation*, vol. 56.

Kietlinska, A., Renman, G., Jannes, S., Tham, G., 2005. Nitrogen Removal from Landfill Leachate Using a Compact Constructed Wetland and the Effect of Chemical Pretreatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol. 40.

Lindquist, A., 2003. About Water Treatment. Kemira Kemwater.

Miao, L., Wang, K., Zhu, R., Li, B., Peng, Y., Weng, D., 2014. Advanced nitrogen removal from landfill leachate using real-time controlled three-stage sequence batch reactor (SBR) system. Engineering Research Center of Beijing, Beijing University of Technology, Beijing.

Monclús, H., Puig, S., Coma, M., Balaguer, M.D., Colprim, J., 2009. Nitrogen Removal from Landfill Leachate Using the SBR technology (nr. 30:3). *Environmental Technology*.

Morling, S., 2009. Nitrogen Removal and Heavy Metals in Leachate Treatment Using SBR Technology. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 174.

Muster, T., 2012. Ammonia Stripping for N Recovery. CSIRO Materials and Engineering, Melbourne.

Nationalencyklopedin, 2014a. Lakning. Nationalencyklopedin. <http://www.ne.se/lang/lakning> (hämtad 140813).

Nationalencyklopedin, 2014b. Kväve. Nationalencyklopedin. <http://www.ne.se/lang/kväve> (hämtad 140813).

Naturvårdsverket, 2008. Fakta: Lakvatten från deponier (faktablad 8306). Naturvårdsverket, Stockholm.

NFS 2004:10, 2004. Naturvårdsverkets författningssamling. Naturvårdsverket, Stockholm.

Nikolic, A., Sundin, A.M., 2006. Teknik för förbättrad kväverening i Sverige – Resultat av landsomfattande enkätundersökning (VATTEN 62:313–322). Tidskriften vatten, Lund.

Nordeidet, B., Rusten, B., Ødegaard, H., 1994. Phosphorus requirements for tertiary nitrification in a biofilm, *Water Science & Technology*, vol. 29.

Nurisephr, M., Jorfi, S., Rezaei Kalantary, R., Akbari, H., Darvishi Chesmeh Soltani, R., Samaei, M., 2012. Sequencing Treatment of Landfill Leachate Using Ammonia Stripping, Fenton Oxidation and Biological Treatment. *Waste Management & Research*, vol. 30.

Okabe, S., Aoi, Y., Satoh, H., Suwa, Y., 2011. Nitrification - Nitrification in Waste Water Treatment. ASM Press, Washington DC.

Prokešová, A., 1962. Influence of Aeration on BOD. *Water Pollution Control Federation*, vol. 34.

RVF Utveckling, 1996. Lokal lakvattenbehandling - En vägledning för val av behandlingsmetod för lakvatten från kommunala avfallsupplag (RVF Utveckling 2003:06). Svenska renhållningsföreningen, Malmö.

RVF Utveckling, 2003. Avdrivning av ammoniak vid luftning av lakvatten i luftade dammar (RVF Utveckling 2003:06). Svenska renhållningsföreningen, Malmö.

Sawattayothin, V., Polprasert, J., 2006. Kinetic and Mass Balance Analysis of Constructed Wetlands Treating Landfill Leachate. *Environmental Technology*, vol. 27.

Seitzinger, S.P., 1988. Denitrification in Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: Ecological and Geochemical Significance. *American Society of Limnology and Oceanography*.

SFS 2001:512, 2001. Förordning om deponering av avfall. Miljödepartementet, Stockholm.

SGU, 2014a. Jordartskarta (automatiskt genererad med SGU:s digitala kartgenerator 2014-09-23).

SGU, 2014b. Jorddjupskarta (automatiskt genererad med SGU:s digitala kartgenerator 2014-09-23).

SGU, 2014c. Grundvattenkarta (automatiskt genererad med SGU:s digitala kartgenerator 2014-09-24).

Sharma, B., Ahlert, R., 1977. Nitrification and Nitrogen Removal. *Water Research*, vol. 11.

SMHI, 2014a. SMHI Vattenwebb. <http://vattenwebb.smhi.se/svarwebb> (hämtad 140923)

- SÖRAB, 2014a. Miljörapport vattenkontroll Löt avfallsanläggning 2013. Söderhalls Renhållningsverk AB (SÖRAB), Vallentuna.
- SÖRAB, 2014b. Halvårsrapport vattenkontroll Löt avfallsanläggning 2014. Söderhalls Renhållningsverk AB (SÖRAB), Vallentuna.
- SÖRAB, 2014c. Möjligheten att undvika breddning. Söderhalls Renhållningsverk AB (SÖRAB), Vallentuna.
- Spangi, A., Marsili-Libelli, S., Lavagnolo, C., 2008. Optimisation of Sanitary Landfill Leachate Treatment in a Sequencing Batch Reactor. *Water Science & Technology*, vol. 100.
- Stockholm Vatten AB, 2011. Miljörapport 2011 Stockholm Vatten. Stockholm Vatten AB, Stockholm.
- Svanberg, E., 2013. Lakvattenhantering och kväverening vis Östby deponi (examensarbete). Institutionen för ingenjers- och kemivetenskaper, Karlstad universitet, Karlstad.
- Svenskt Vatten, 2010a. Avloppsteknik 2 Reningsprocessen. Svenskt Vatten Publikation U2.
- Svenskt Vatten, 2010b. Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk. Svenskt Vatten Publikation U10.
- SWECO, 2013a. Lakvattenbehandling Filborna. SWECO, Stockholm.
- SWECO, 2013b. Lakvattenbehandling Filborna, bilaga 1 Drifterfarenheter SBR-teknik för lakvattenrening. SWECO, Stockholm.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4:e utgåvan. McGraw-Hill, New York, NY.
- Ternström, A., Molin, G., 1994. *Bakteriologens guide till taxonomin*. ANOX Educator, Lund.
- Uppsala Vatten AB, 2013. Miljörapport 2011 Kungsängsverket. Uppsala Vatten AB, Uppsala.
- VafabMiljö, 2013. Miljörapport 2013 Norsa avfallsanläggning. VafabMiljö, Västerås.
- Wang, L.K., Shamas, N.K., 2010. *Sequencing Batch Reactor Technology*. Humana Press, Totowa, NJ.
- Ward, B.B., 2011. Nitrification: An Introduction and Overview of the State of the Field, in: *Nitrification*. ASM Press, Washington DC.
- Yalcuk, A., Ugurlu, A., 2009. Comparison of Horizontal and Vertical Constructed Wetland Systems for Landfill Leachate Treatment. *Bioresource Technology*, vol. 100.
- Yang, L., Tsai, K.-Y., 2007. Treatment of Aged Landfill Leachate by Cascade Constructed Wetland Systems. *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 7.
- Yuan, Z., Wang, F., 2010. *The Experimental Study on SBR Treating Landfill Leachate*. Wuhan University of Technology, Wuhan.

Zhang, Y., Love, N., Edwards, M., 2009. Nitrification in Drinking Water Systems. Taylor & Francis, London.

Zumft, W., 1997. Cell Biology and Molecular Basis of Denitrification. Microbiology and Molecular Biology Reviews, Washington DC.

9.2 Personliga meddelanden och icke-publicerade källor

Barkander, Per, 2014. Sweco. Fosfortillsats.

Bergab, 2014. Funktionskontroll av grundvattenrör på Löt avfallsanläggning. Bergab, Stockholm.

Brenntag, 2014. Produktspecifikation Brenntaplust VP1.

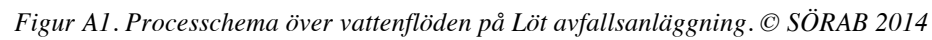
Larsson, Peter, 2014. Miljöspecialist Söderhalls renhållningsverk AB. Kostnad luftad damm.

Palmgren, Torsten, 2012. Käppalaförbundet. Gällande industriavgifter.

SMHI, 2014b. Modellberäkningar för HBV-Sverigeområde 61-057 för perioden 2014-01-01 till 2014-06-30.

WRS, 2014. Löts våtmark - Förstudie. WRS Uppsala AB, Uppsala.

Appendix A – Processchema över vattenflöden på Löt avfallsanläggning



Appendix B – Mätosäkerhet för analyserade parametrar

I detta appendix redovisas mätosäkerheten för de metoder som laboratoriet använde vid analysen av de olika parametrarna (tabell B1).

Tabell B1. De analyserade parametrarna och deras mätosäkerhet.

Parameter	Mätosäkerhet [%]
Totalkväve	15-20
Ammoniumkväve	15-30
Nitratkväve	-
Nitritkväve	15-25
Nitrit och nitrat	10-25
Totalfosfor	15-20
Fosfatfosfor	10-35
BOD ₇	25-30
TOC	15-20
Arsenik	20-25
Bly	20-25
Klorid	-
Järn	15-25
Kadmium	20-25
Koppar	20-25
Krom	20-25
Kvicksilver	25-30
Mangan	-
Nickel	25-35
Zink	25-35

Appendix C – Resultat

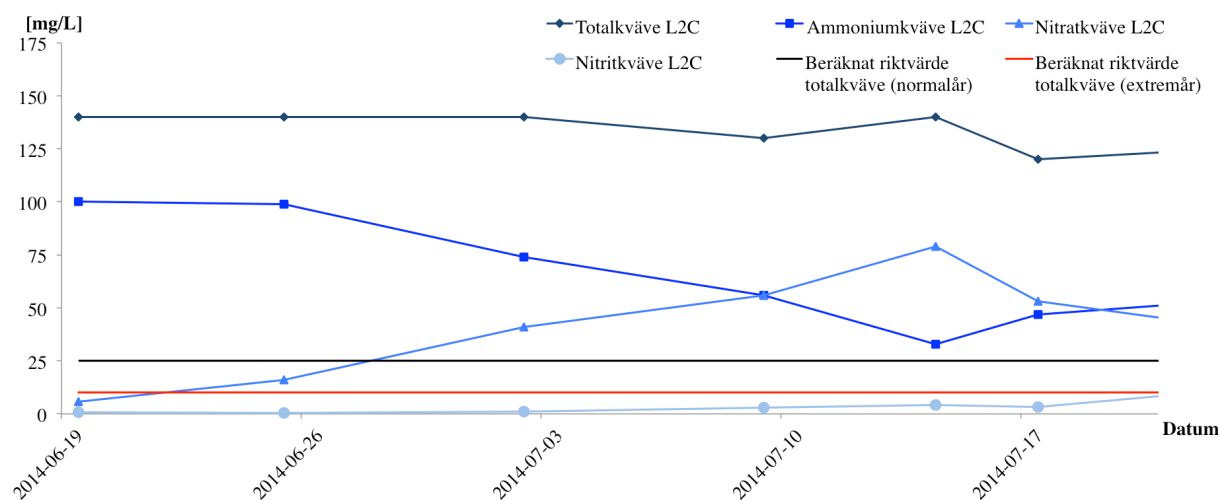
Nedan visas de analysresultat som ej presenteras i rapportens resultatkapitel. Detta appendix följer upplägget i rapportens resultatdel och innehåller således följande avsnitt, *Inväsningsperiod*, *Optimeringsförsök*, *Analysresultat för metaller, klorid och suspenderade ämnen* samt *Analysresultat för vatten från IFA-deponin och vatten i L2E-dammen*. Resultaten från samtliga fältmätningar presenteras i rapporten.

Inväsningsperiod

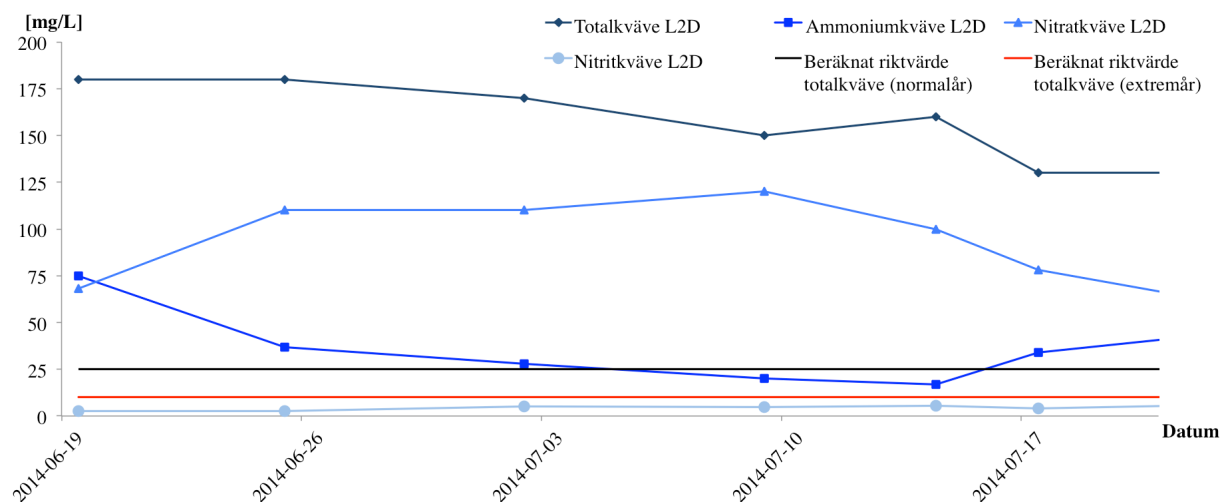
Nedan visas de analysresultat från inväsningsperioden som ej presenteras i rapportens resultatkapitel.

Totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve

I figur C1 och figur C2 visas variationen av totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve i efterluftningsbassängen och sedimentationsbassängen under inväsningsperioden. I figurerna visas även beräknade haltriktvärden för totalkväve (riktvärdet för totalkväve utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (1000 kg)). Det beräknade haltriktvärdet togs fram dels från flödet genom anläggningen vid ett normalår (cirka 40 000 m³) och dels från flödet för ett extremår (cirka 100 000 m³). Det ska observeras att alla riktvärden gäller i utsläppspunkten.



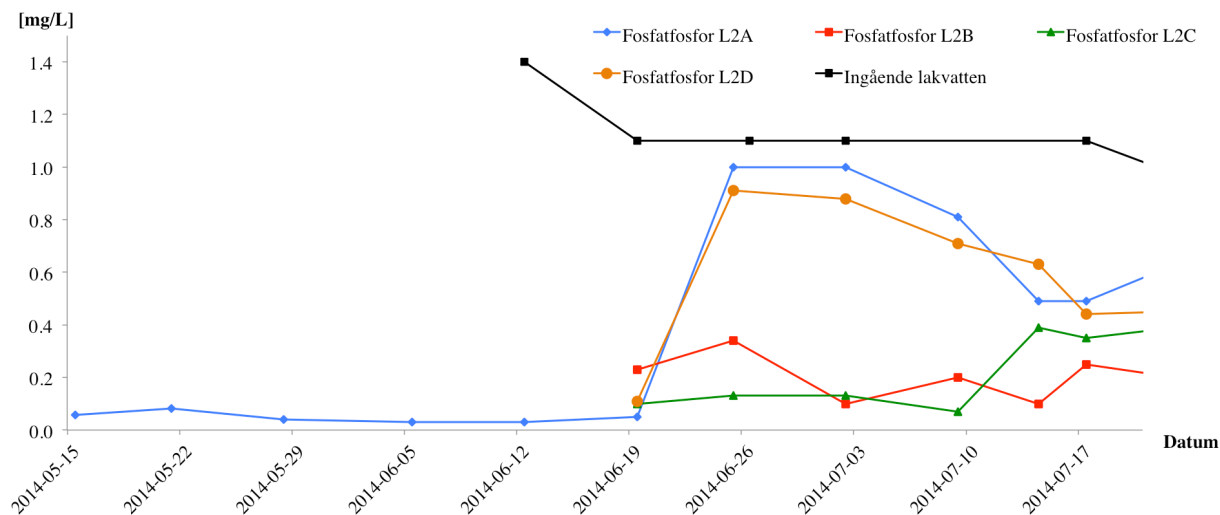
Figur C1. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i efterluftningssteget under inväsningsperioden samt beräknade riktvärden för totalkväve.



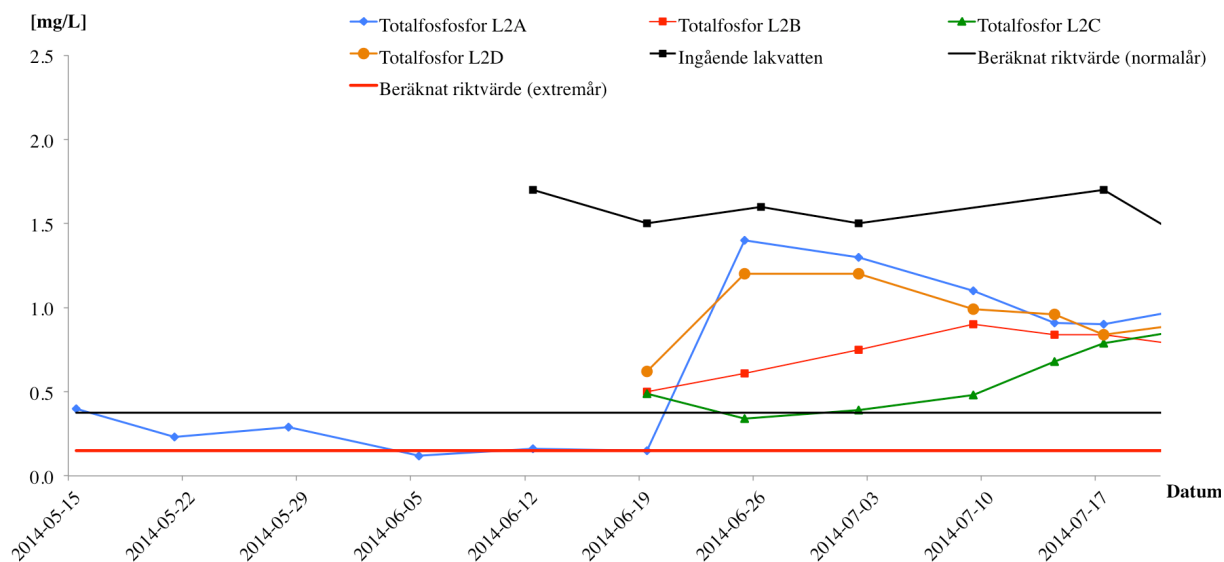
Figur C2. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i sedimentationssteget under invänjningsperioden samt beräknade riktvärden för totalkväve.

Fosfatfosfor och totalfosfor

I figur C3 och figur C4 visas variationen av totalfosfor och fosfatfosfor för KBR-anläggningens samtliga reningssteg under invänjningsperioden samt riktvärdet för totalfosfor i utsläppspunkten. Observera att riktvärdet för totalfosfor utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (15 kg), i figur C4 har riktvärdet räknats om till en halt (0,15 mg/L, beräknat på ett årligt lakvattenflöde på 100 000 m³).



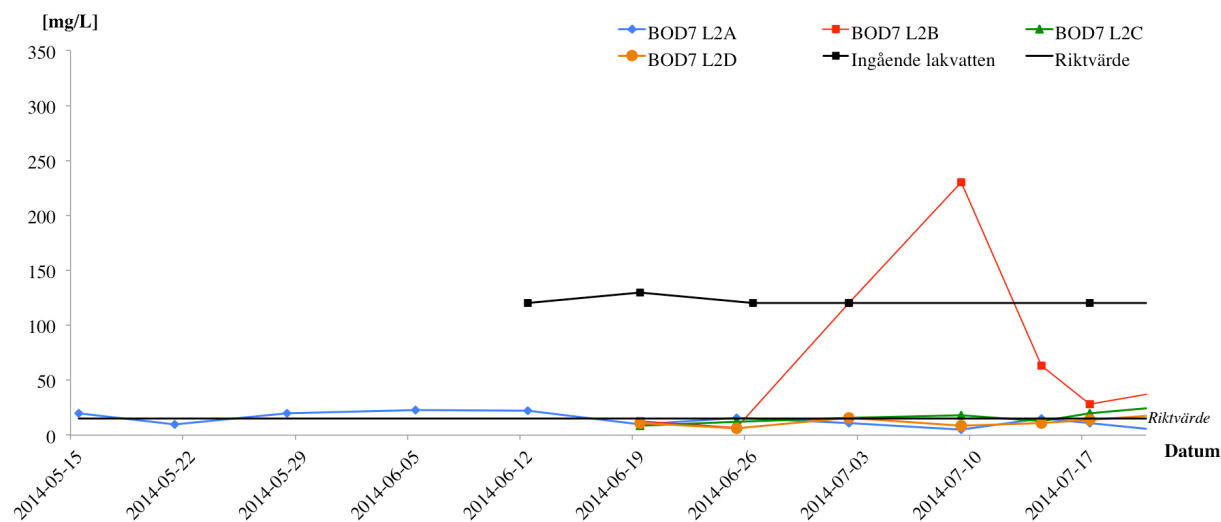
Figur C3. Halten fosfatfosfor i ingående vatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg under invänjningsperioden.



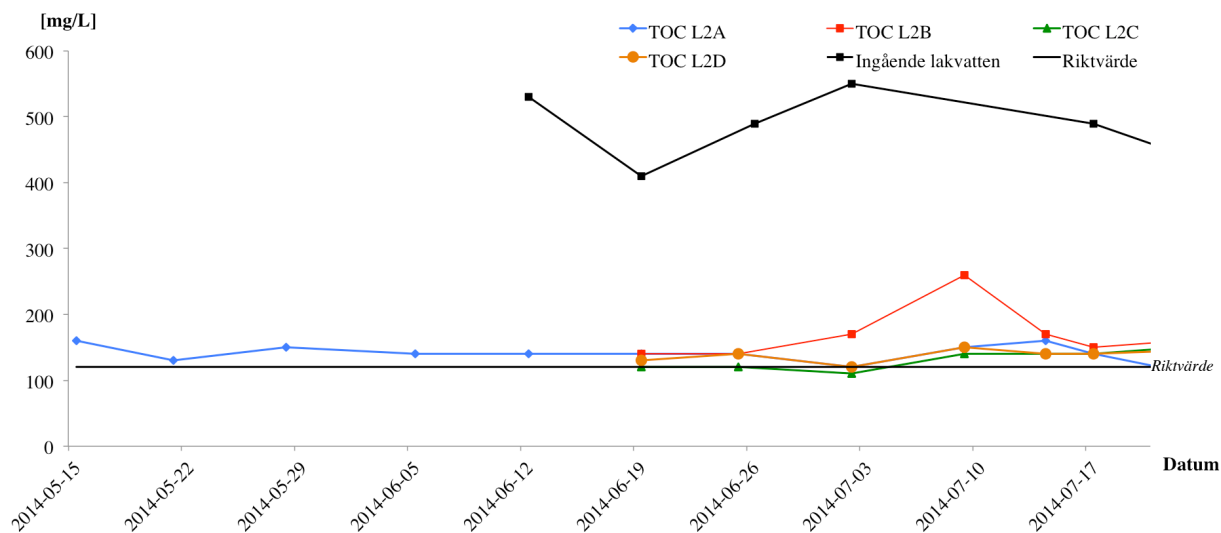
Figur C4. Halten totalfosfor i ingående vatten och i KBR-anläggningens samtliga processteg under inväpningsperioden. I figuren visas även beräknade haltriktvärden för totalfosfor (riktvärdet för totalfosfor utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (15 kg)). Det beräknade haltriktvärdena togs fram dels från flödet genom anläggningen vid ett normalår (cirka 40 000 m³) och dels från flödet för ett extremår (cirka 100 000 m³). Det ska observeras att alla riktvärden gäller i utsläppspunkten.

BOD₇ och TOC

I figur C5 visas BOD₇-haltens variation i KBR-anläggningens samtliga processteg under inväpningsperioden och i figur C6 visas variationen av TOC. I båda fallen visas även riktvärde i utsläppspunkten för respektive analysparameter.



Figur C5. Halten BOD₇ i ingående vatten och i KBR-anläggningens samtliga processteg under inväpningsperioden samt riktvärde för BOD₇ i utsläppspunkten.



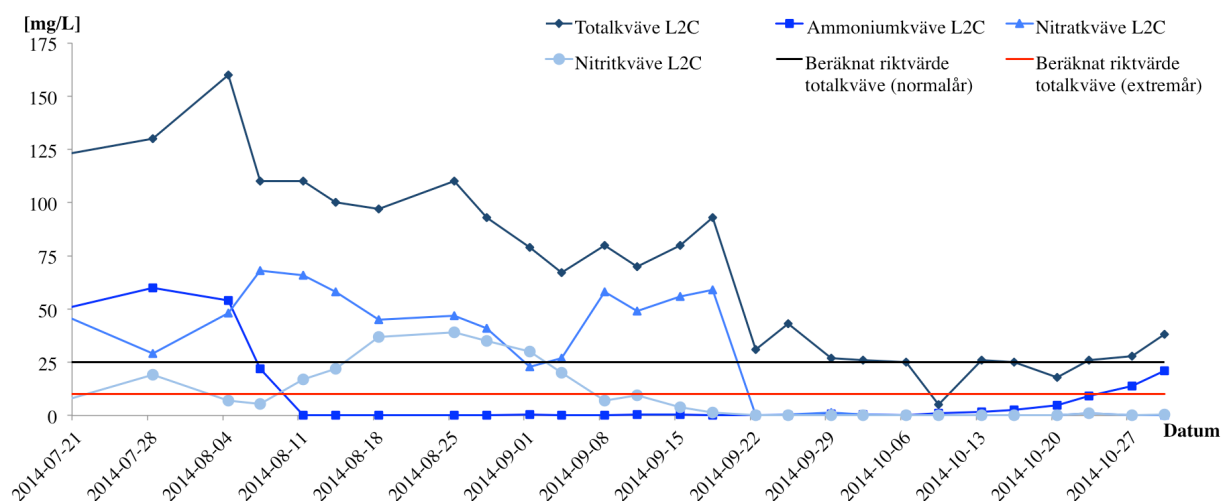
Figur C6. Halten TOC i KBR-anläggningens samtliga processteg under inväpningsperioden samt riktvärdet för TOC i utsläppspunkten.

Optimeringsförsök

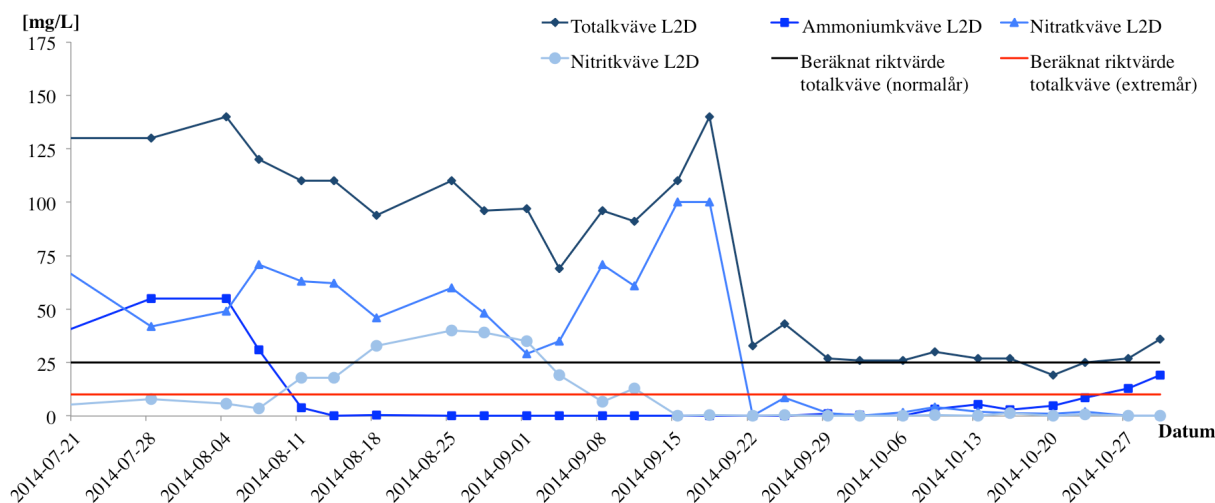
Nedan visas de analysresultat från optimeringsförsöken som ej presenteras i rapportens resultatkapitel.

Totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve

I figur C7 och figur C8 visas variationen av totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve i efterluftningsbassängen och sedimentationsbassängen under optimeringsförsöken samt riktvärdet för totalkväve i utsläppspunkten. Observera att riktvärdet för totalkväve utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (1000 kg), i figurerna har riktvärdet räknats om till en halt.



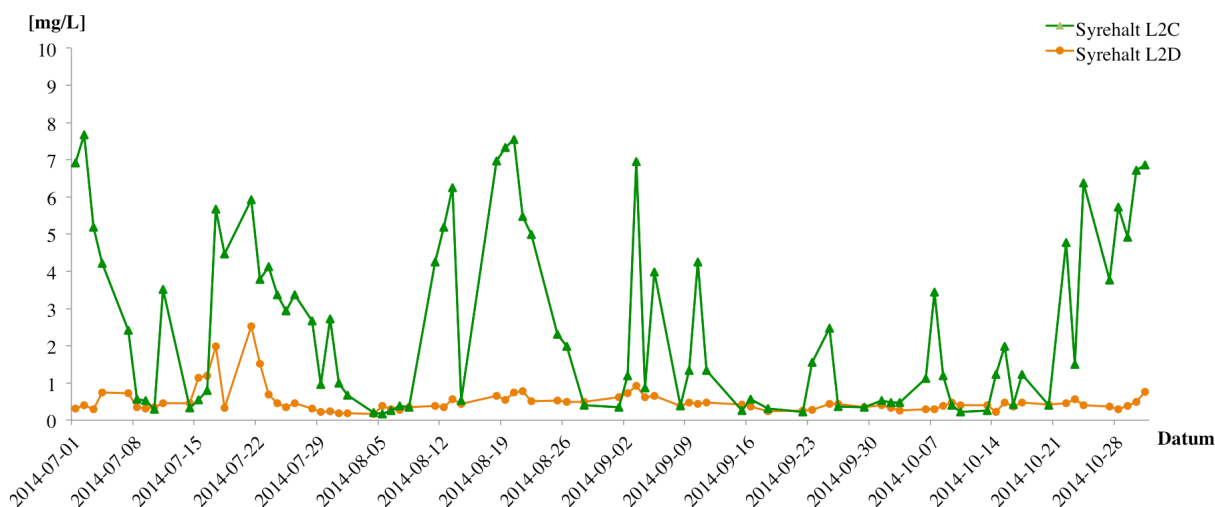
Figur C7. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i efterluftningssteget under optimeringsförsöken samt beräknade riktvärden för totalkväve.



Figur C8. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i sedimentationssteget under optimeringsförsöken samt beräknade riktvärden för totalkväve.

Fältmätning av vattentemperatur, syrehalt, pH-värde och konduktivitet

I detta avsnitt presenteras de mätresultaten från fältmätningarna som visas i rapportens resultatdel (syrehalt i efterluftssteget och sedimentationssteget (figur C9)).



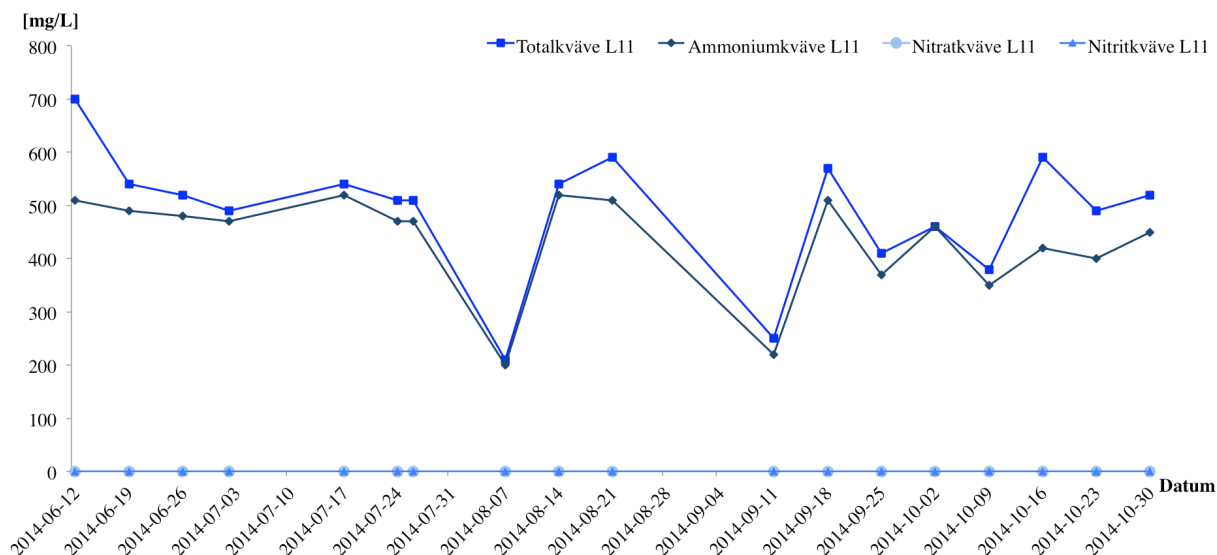
Figur C9. Uppmätta syrehalter efterlufts- och sedimentationssteget.

Analysresultat för IFA-deponins utgående vatten samt för lagringsdammen L2E

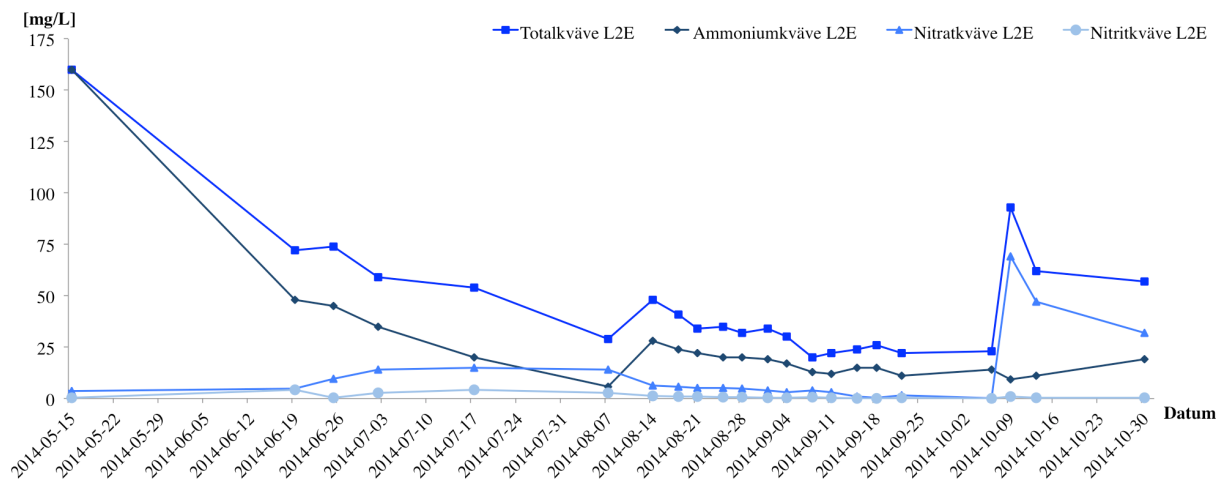
Nedan visas analysresultaten för de delflöden som tillsammans utgör KBR-anläggningen ingående vatten, lagringsdammen L2E samt från det utgående vattnet från IFA-deponin (provtagningspunkt L11).

Totalkväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve

I figur C10 och figur C11 presenteras analysresultaten för alla förekommande kväveföreningar i vattnet som kommer direkt från IFA-deponin respektive i vattnet som lagrats i L2E-dammen.



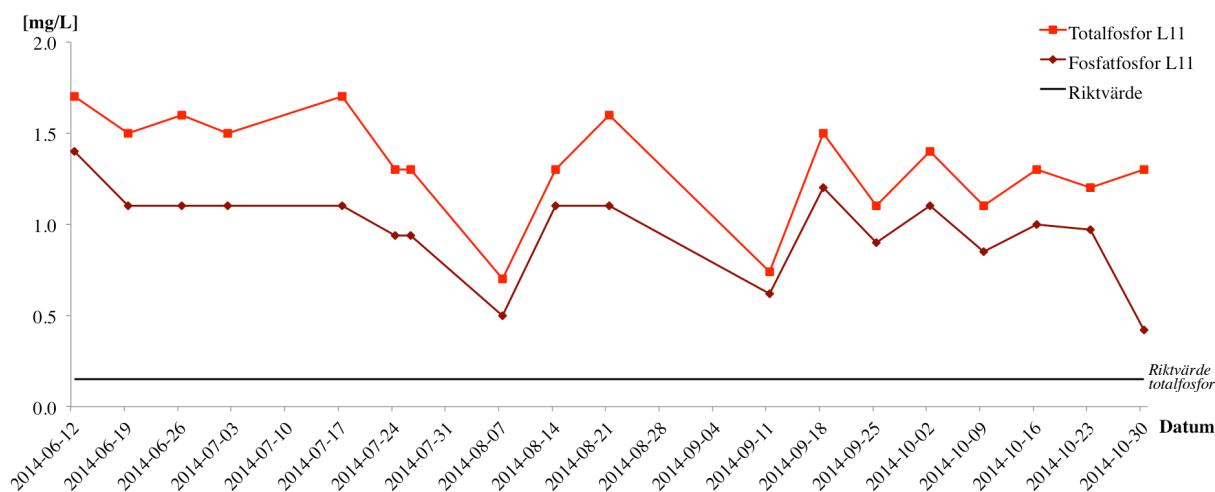
Figur C10. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i IFA-deponins utgående vatten (provtagningstillfällen L11) vid alla provtagningstillfällen under försöksperioden.



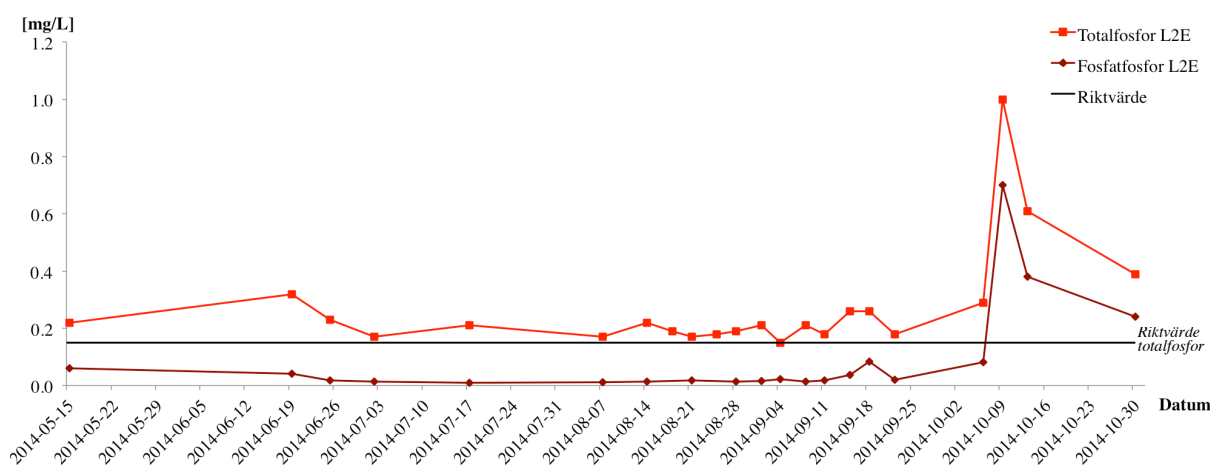
Figur C11. Halten ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i lagringsdammen L2E vid alla provtagningstillfällen under försöksperioden.

Fosfatfosfor och totalfosfor

I figur C12 och figur C13 presenteras analysresultaten för totalfosfor och fosfatfosfor i vattnet som kommer direkt från IFA-deponin respektive i vattnet som lagrats i L2E-dammen. I figurerna visas även riktvärdet för totalfosfor i utsläppspunkten. Observera att riktvärdet för totalfosfor utgörs av ett mängdriktvärde för hela året (15 kg), i figurerna har riktvärdet räknats om till en halt (0,15 mg/L, beräknat på ett årligt lakvattenflöde på 100 000 m³).



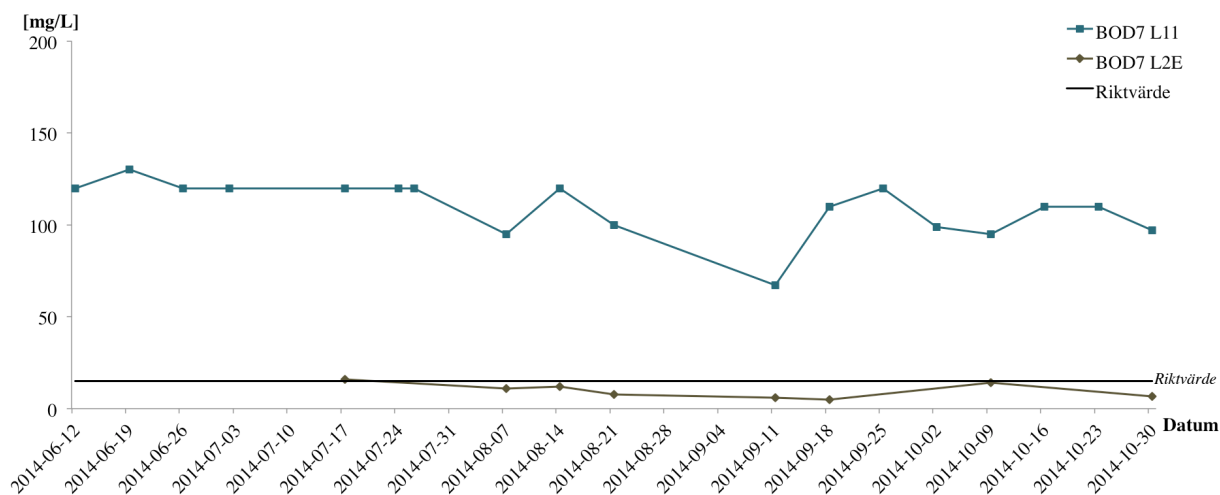
Figur C12. Halten fosfatfosfor och totalfosfor i IFA-deponins utgående vatten (provtagningspunkt L11) vid alla provtagningstillfällen under försöksperioden samt riktvärdet för totalfosfor i utsläppspunkten.



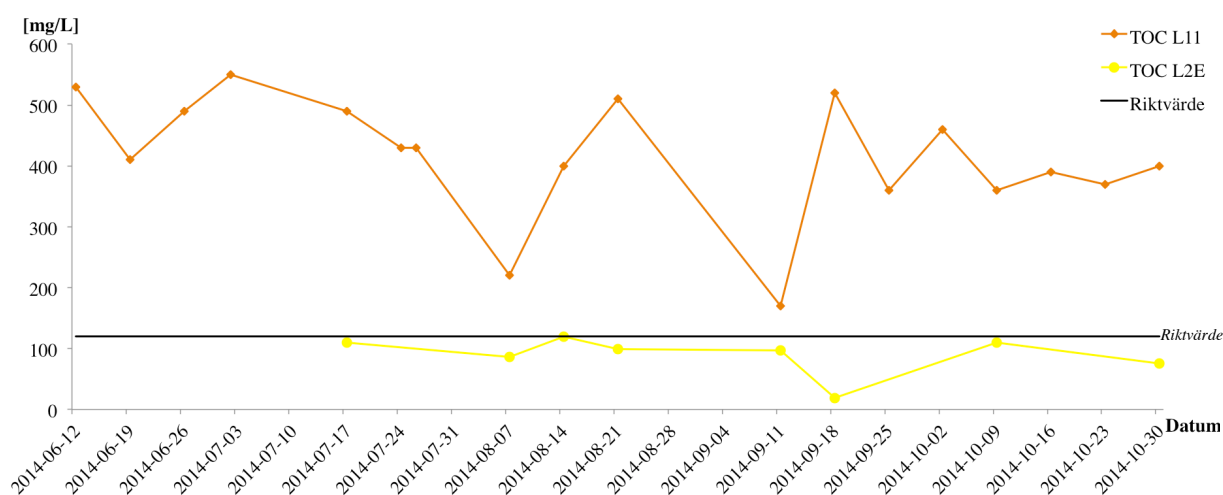
Figur C13. Halten fosfatfosfor och totalfosfor i lagringsdammen L2E vid alla provtagningstillfällen under försöksperioden samt riktvärdet för totalfosfor i utsläppspunkten.

BOD₇ och TOC

I figur 14 och figur C15 presenteras analysresultaten för BOD₇ respektive TOC i vattnet som kommer direkt från IFA-deponin respektive i vattnet som lagrats i L2E-dammen.



Figur C14. Halten BOD₇ i lagringsdammen L2E och i IFA-deponins utgående vatten (provtagningsspunkt L11) vid alla provtagningstillfällen under försöksperioden samt riktvärdet för BOD₇ i utsläppspunkten.

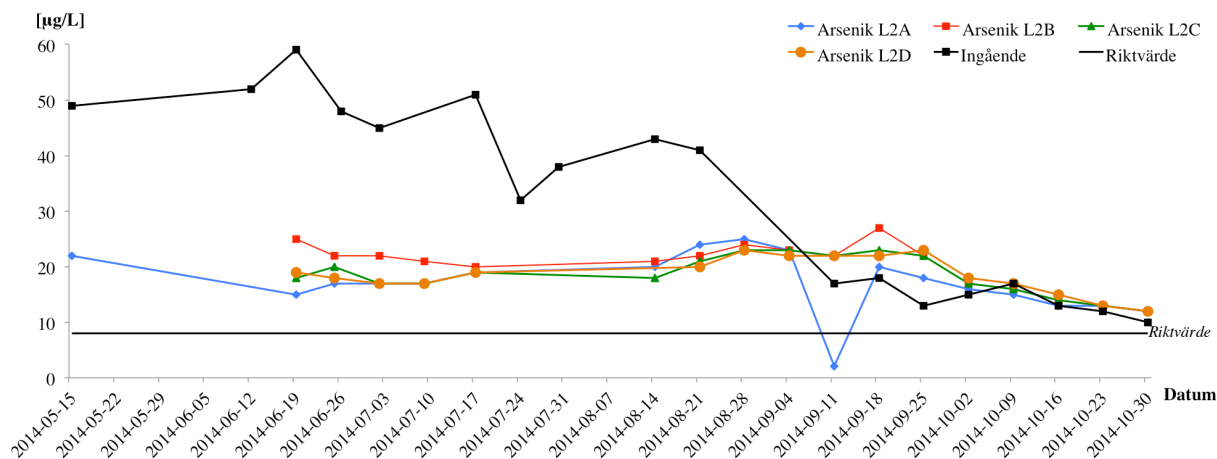


Figur C15. Halten TOC i lagringsdammen L2E och i IFA-deponins utgående vatten (provtagningsspunkt L11) vid alla provtagningstillfällen under försöksperioden samt riktvärdet för TOC i utsläppspunkten.

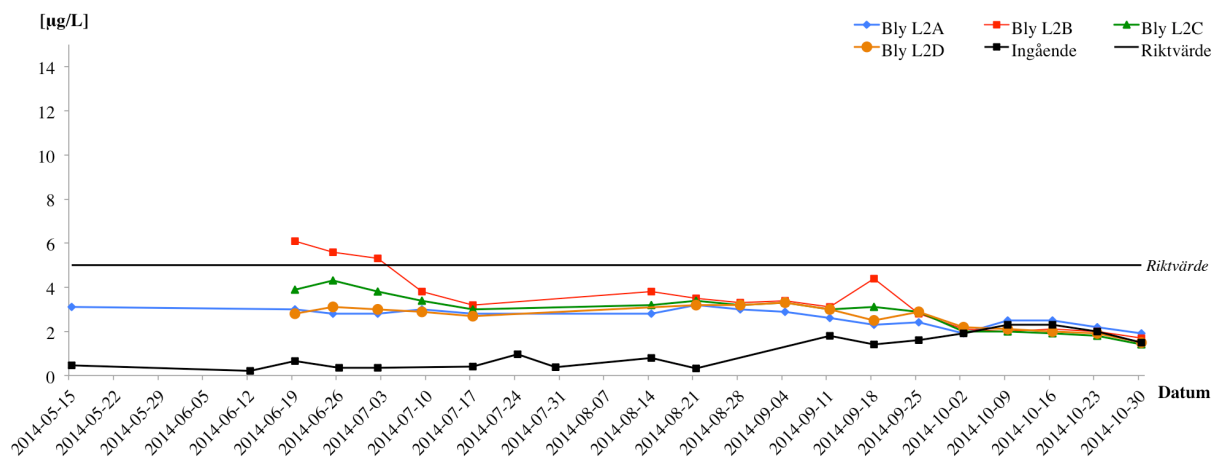
Analysresultat för metaller, klorid och suspenderade ämnen

Nedan visas analysresultat för analyserade metaller, arsenik (figur C16), bly (figur C17), järn (figur C18), kadmium (figur C19), koppar (figur C20), krom (figur C21), mangan (figur C22), nickel (figur C23), zink (figur C24) samt klorid (figur C25) och suspenderade ämnen (figur C26). Samtliga analysresultat för kvicksilver visade på en halt under 0,1 µg/L.

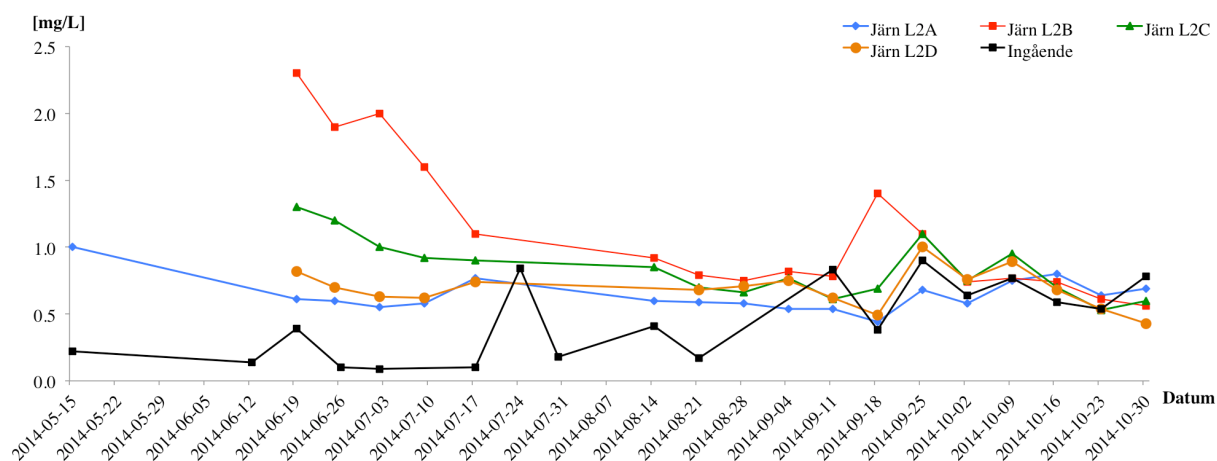
I figurerna visas även riktvärdet i utsläppspunkten för respektive analysparameter.



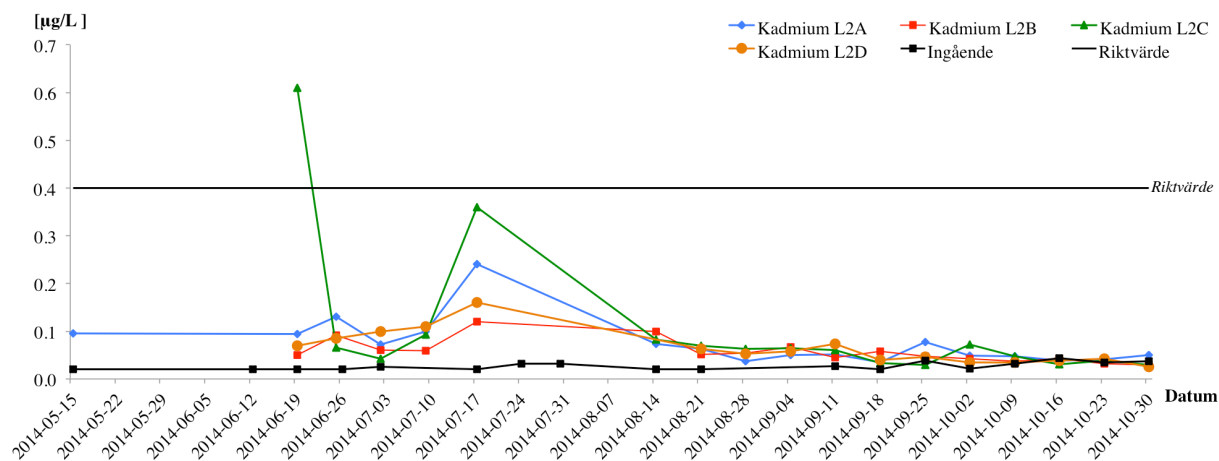
Figur C16. Analysresultat för arsenik i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för arsenik i utsläppspunkten.



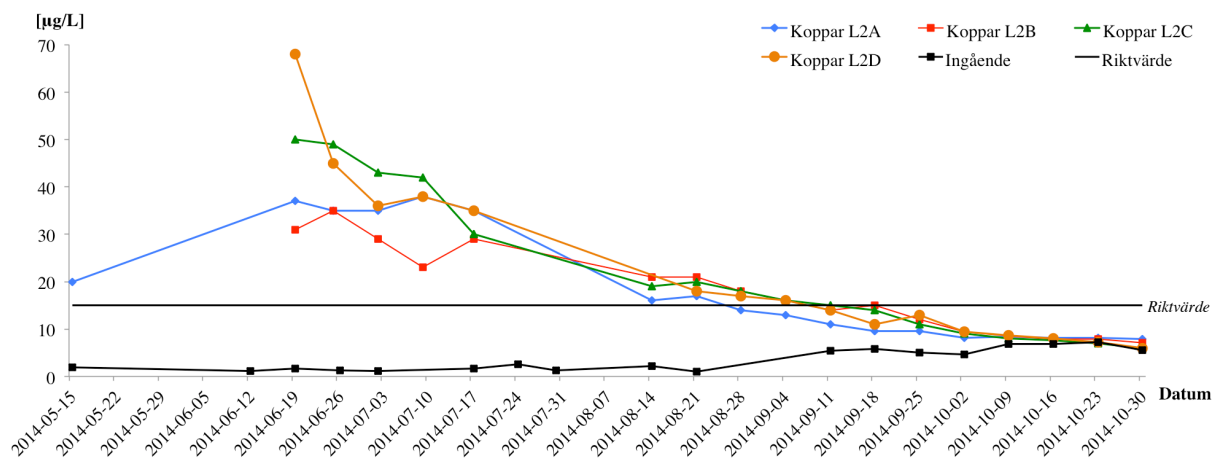
Figur C17. Analysresultat för bly i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för bly i utsläppspunkten.



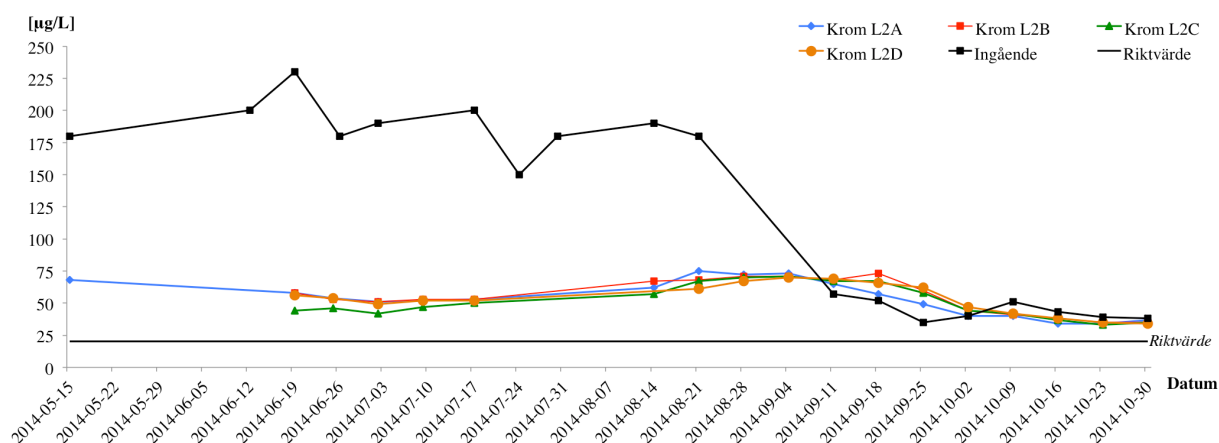
Figur C18. Analysresultat för järn i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg.



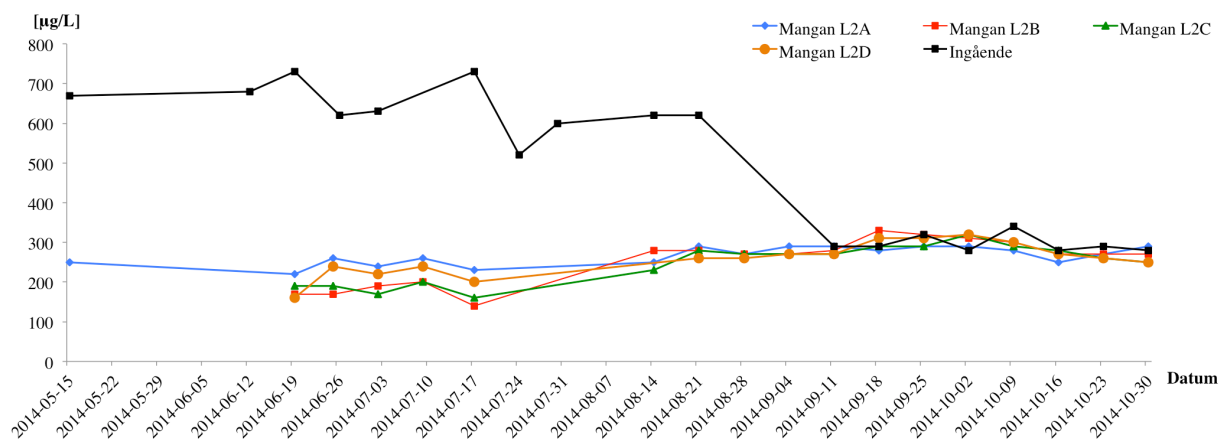
Figur C19. Analysresultat för kadmium i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för kadmium i utsläppspunkten.



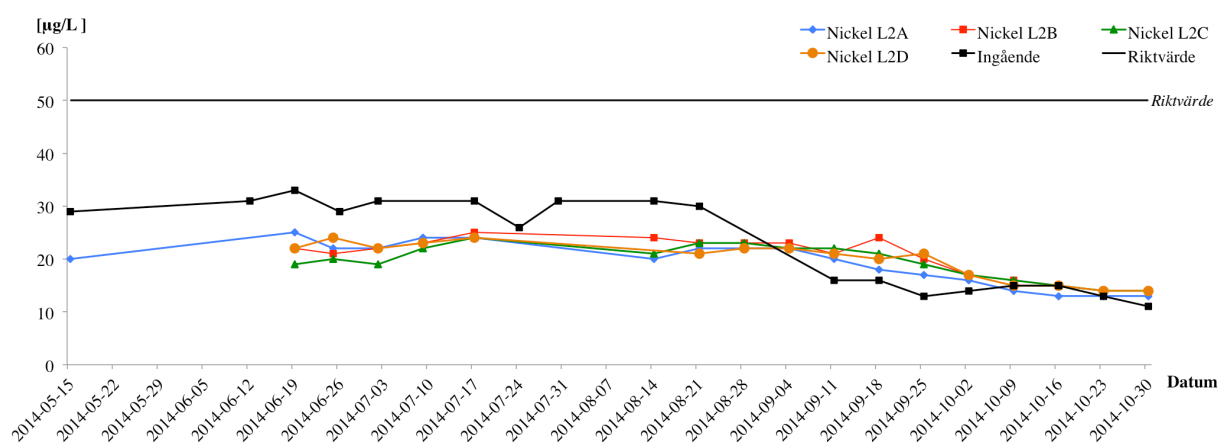
Figur C20. Analysresultat för koppar i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för koppar i utsläppspunkten.



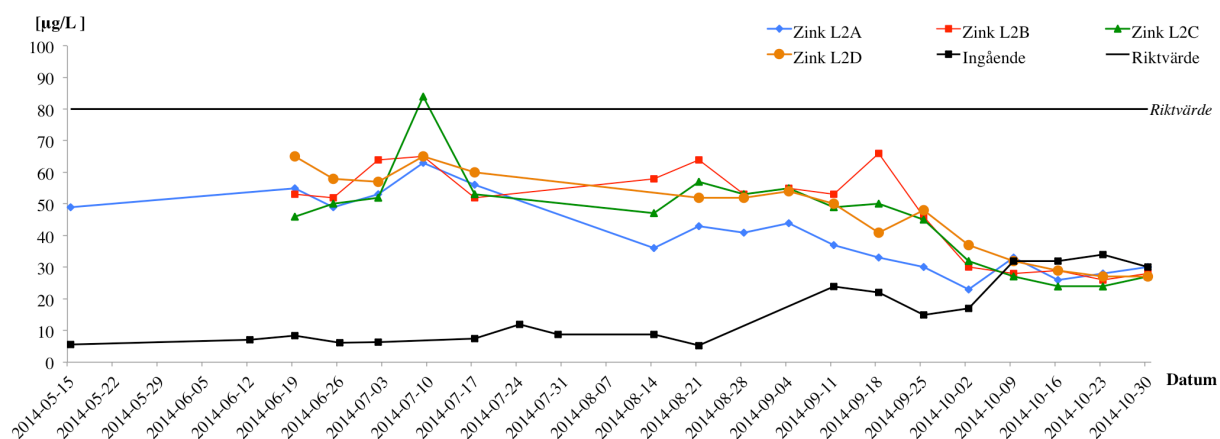
Figur C21. Analysresultat för krom i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för krom i utsläppspunkten.



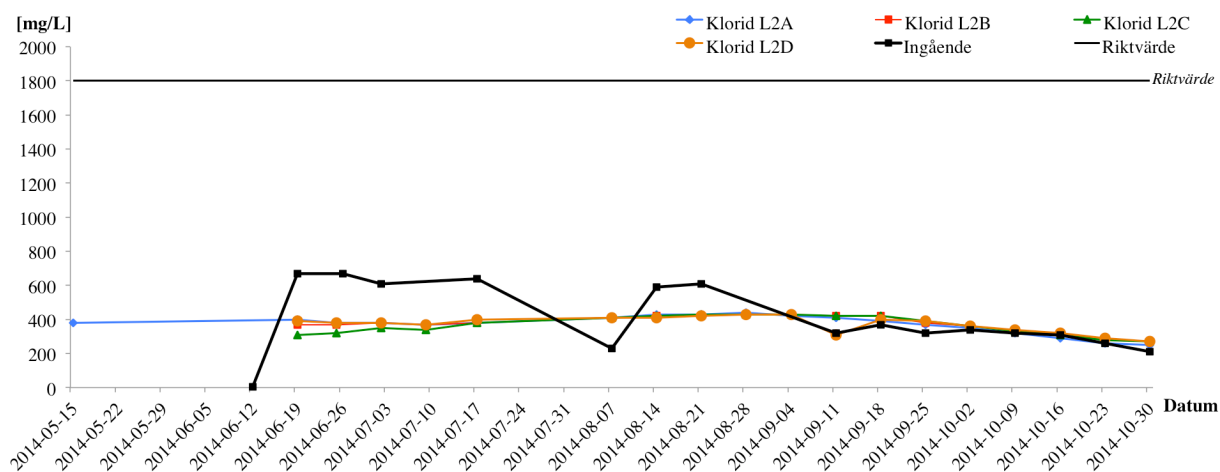
Figur C22. Analysresultat för mangan i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg.



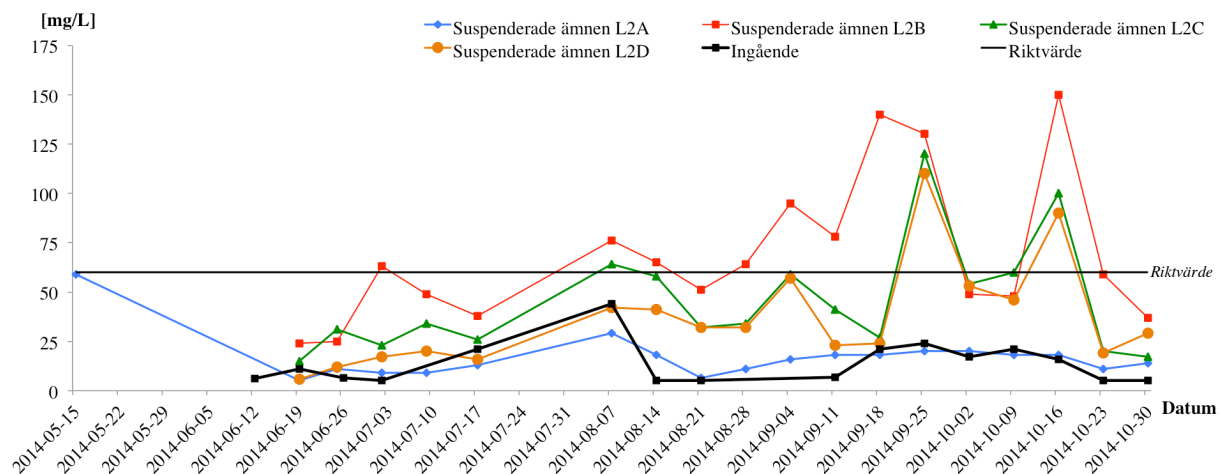
Figur C23. Analysresultat för nickel i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för nickel i utsläppspunkten.



Figur C24. Analysresultat för zink i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för zink i utsläppspunkten.



Figur C25. Analysresultat för klorid i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för klorid i utsläppspunkten.



Figur C26. Analysresultat för suspenderade ämnen i ingående lakvatten samt i KBR-anläggningens samtliga processteg samt riktvärdet för suspenderade ämnen i utsläppspunkten.