

Rening av lakvatten från nedlagda kommunala deponier

– Med St. Hans i Lund som fallstudie

Jonatan Flodin

Examensarbete 2015
Miljö- och Energisystem
Institutionen för Teknik och samhälle
Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

Rening av lakvatten från nedlagda kommunala deponier

Med St. Hans i Lund som fallstudie

Jonatan Flodin

Examensarbete

Januari 2015

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	2015-01-20
	Författare
	Jonatan Flodin

Dokumenttitel och undertitel

Rening av lakvatten från nedlagda kommunala deponier – Med St. Hans i Lund som fallstudie

Sammandrag

Deponering av hushållsavfall har i Sverige minskat kraftigt under de senaste decennierna och det finns en stor mängd nedlagda kommunala deponier som inte omfattas av dagens krav på skyddsåtgärder. I en deponi med hög andel organiskt avfall sker en rad olika biokemiska reaktioner vilket påverkar sammansättningen av det lakvatten som bildas. Förorenat lakvatten kan förekomma under lång tid efter att en deponi avslutats, sannolikt flera hundra år. För nedlagda, kommunala deponier är passiva biologiska reningssystem vanliga, men sammanställningar över vilka reningssystem som är vanligast saknas.

Ett exempel på en nedlagd kommunal deponi är St. Hans backar i Lund som avslutades 1968. Skador på fisk har tidigare konstaterats i närbelägna Vallkärrabäcken och för att förbättra vattenkvaliteten så renas lakvatten från deponin i ett dammsystem med passiv luftning. Där blandas lakvattnet med dagvatten från ett asfaltsupplag och från ytor för kompostering av parkavfall. Provtagning har under hösten 2014 utförts i lakvatten och i reningssystemen men ännu inte under tillräcklig tid för att det ska vara möjligt att utvärdera reningssystemets effektivitet. I denna rapport har resultaten från provtagningen sammanställts och jämförts med halter i andra lakvatten och med olika referensvärden. Halterna av ammonium, organiskt material och metaller är relativt låga jämfört med andra lakvatten. Flera organiska miljögifter, främst PAH, har konstaterats i lakvattnet. Resultaten från provtagningen antyder att den metanogena fasen är långt gången i deponin. Det största miljöproblemet och en sannolik förklaring till fiskskadorna är förekomsten av en mängd olika organiska miljögifter i låga halter.

Studier av andra reningssystem visar att det är möjligt att uppnå goda reningsresultat med avseende på organiska miljögifter i passiva, biologiska reningssystem. Eftersom alla lakvatten är olika är det inte möjligt att ge några generella rekommendationer utan reningssystemet måste anpassas till det specifika lakvattnet och recipienten.

Nyckelord

Lakvatten, deponier, organiska föroreningar, PAH, lakvattenrening

Sidomfång	Språk	ISRN
88	Svenska	ISRN LUTFD2/TFEM--15/5094--SE + (1-88)

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	2015-01-20
	Author
	Jonatan Flodin

Title and subtitle

Treatment of leachate from old MSW landfills – With the case study St. Hans in Lund

Abstract

Landfilling of municipal solid waste have decreased substantially in Sweden over the past few decades and there are a lot of old landfills which are not covered by the current requirements for protective measures. In a landfill with a high proportion of organic waste there is a wide range of biochemical reactions which affect the composition of the leachate formed. Polluted leachate can remain a problem long after a landfill is closed, probably for several hundred years. For old MSW landfills passive, biological treatment systems are common, but there is a lack of data on which treatment methods are the most common.

An example of an old municipal landfill is St. Hans in Lund, Sweden, which was in use until 1968. Toxic effects on fish in the nearby stream Vallkärrabäcken has been observed and to improve the water quality the leachate is treated in a pond system with passive aeration. In the ponds the leachate is mixed with stormwater from surfaces for storage of asphalt and from surfaces for composting of park waste. In August-November 2014 sampling was conducted in the leachate and in the ponds but the number of samples are not yet sufficient to evaluate the efficiency of the treatment system. In this report the results of the sampling have been compared with levels of pollutants in other leachates and with different reference values. The levels of ammonia, metals and COD are low compared to other leachates. Several organic pollutants, primarily PAHs, have been found in the leachate. A combination of a number of different organic pollutants are likely the main environmental problem and the cause of the injuries on fish.

Studies of other treatment systems show that it is possible to achieve sufficient treatment with respect to xenobiotics in passive, biological treatment systems. Since each leachate is different, it is not possible to give general recommendations. Instead each system needs to be adapted to the requirements of the specific leachate and recipient.

Keywords

Leachate, municipal solid waste, landfill, organic pollutants, PAH, leachate treatment

Number of pages	Language	ISRN
88	Swedish	ISRN LUTFD2/TFEM--15/5094--SE + (1-88)

Förord

Detta examensarbete har utförts under höstterminen 2014 som avslutning på Civilingenjörsutbildningen i Ekosystemteknik. Arbetet omfattar 30 hp och har utförts med hjälp av Melica miljökonsulter som har bidragit med kunskap och material samt låtit mig vara med vid provtagning. Jag vill tacka de som på olika sätt har bidragit under arbetets gång. Särskilda tack vill jag rikta till:

Eva Leire och Charlotte Retzner som varit mina handledare på Miljö- och Energisystem vid Institutionen för Teknik och samhälle på LTH och som bidragit med värdefulla kommentarer och stöd under hela arbetet.

Stefan Bydén som varit min handledare från Melica och som har svarat på frågor och kommit med konstruktiva kommentarer. Tack för att jag fick möjlighet att skriva mitt examensarbete med er hjälp.

Rasmus Ekberg från Melica som under hela arbetet har tagit sig tid att svara på frågor och som varit till stor hjälp på plats på St. Hans.

Lund, januari 2015

Jonatan Flodin

Innehållsförteckning

FÖRKORTNINGAR	3
1. INLEDNING.....	4
1.1. SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	4
1.2. METOD OCH MATERIAL	5
1.3. AVGRÄNSNINGAR	5
2. TEORI.....	6
2.1. DEPONERING	6
2.2. DEPONIER I SVERIGE	6
2.3. NEDLAGDA DEPONIER	7
2.4. STYRANDE DOKUMENT.....	8
2.5. LAKVATTEN OCH FASER I EN DEPONI	10
2.6. LAKVATTENSAMMANSÄTTNING	12
2.7. MIKROORGANISMER I AKVATISKA SYSTEM	18
2.8. BEHANDLINGSMETODER FÖR LAKVATTEN.....	20
2.9. EXEMPEL PÅ EFFEKTER AV RENINGSSYSTEM	25
2.10. EXEMPEL PÅ LAKVATTENSAMMANSÄTTNING OCH FÖRORENING AV YTVATTEN	26
2.11. REFERENSVÄRDEN	27
3. BEHANDLING AV LAKVATTEN FRÅN ST. HANS	29
3.1. HISTORIK.....	29
3.2. TIDIGARE UTREDNINGAR OCH UNDERSÖKNINGAR	30
3.3. ÅTGÄRDER VID ST. HANS BACKAR	32
3.4. METOD FÖR LAKVATTENRENING VID ST. HANS.....	33
3.5. PROVTAGNING, HÖSTEN 2014.....	34
4. RESULTAT FRÅN PROVTAGNING VID ST. HANS BACKAR.....	37
4.1. NÄRINGSÄMNEN	38
4.2. METALLER	40
4.3. ORGANISKT MATERIAL	41
4.4. ORGANISKA MILJÖGIFTER.....	41
4.5. SYRGASMÄTNINGAR.....	47
4.6. FLÖDEN	47

5. DISKUSSION	49
5.1. LAKVATTENRENINGEN VID ST. HANS	49
5.2. VAL AV BEHANDLINGSMETODER	55
6. SLUTSATSER.....	57
REFERENSER.....	58
APPENDIX 1	63
PROVTAGNINGSSCHEMA.....	63
APPENDIX 2	65
RESULTAT FRÅN PROVTAGNING VID ST. HANS	65
APPENDIX 3	82
REFERENSVÄRDEN	82

Förkortningar

BOD	Biological oxygen demand; Det syre som förbrukas vid biologisk nedbrytning. Lättnedbrytbart organiskt material.
COD	Chemical oxygen demand; Det syre som förbrukas vid oxidation med ett starkt oxidationsmedel. Summan av lätt- och svårnedbrytbart organiskt material.
DDT	Diklordifenyltrikloretan
DDD	Diklordifenyldikloretan
DOC	Dissolved organic carbon; Löst organiskt kol
EC ₅₀	Half maximal effective concentration; Den koncentration av ett toxiskt ämne som ger 50 % av den maximala effekten
EQS	Environmental Quality Standards; Miljökvalitetsnormer
IC ₅₀	Half maximal inhibitory concentration; Den koncentration av ett ämne som krävs för att hämma tillväxten med 50 %
LAS	Linjära alkylbensensulfonater
LC ₅₀	Lethal concentration, 50 %; Den koncentration av ett ämne som krävs för att döda 50 % av en population
MB	Miljöbalken (1998:808)
NPE	Nonylphenol ethoxylates; Nonylfenoletoxylat
NVOC	Non-volatile organic carbon; Icke-flyktigt organiskt kol
PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbons; Polycykliska aromatiska kolväten
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PCB	Polychlorinated biphenyl; Polyklorerade bifenyler
SBR	Sequencing batch reactor; Satsvis biologisk rening
TOC	Total organic carbon; Totalt organiskt kol

1. Inledning

Deponering var tidigare den dominerande behandlingsmetoden för avfall i Sverige. Numera deponeras endast sådant som inte kan omhändertas på annat sätt och antalet aktiva deponier har minskat kraftigt under de senaste årtiondena vilket har bidragit till att det i Sverige finns en mängd gamla deponier som avslutades innan de krav som idag finns på skyddsåtgärder infördes.

Eftersom kunskapen om risker för miljön och kraven på skyddsåtgärder tidigare inte var lika omfattande så drevs och avslutades många äldre deponier utan att någon större hänsyn togs till eventuell framtida miljöpåverkan (Naturvårdsverket, 2011). Ett problem som kan uppstå är att vatten tränger in i deponin och lakar ut ämnen som kan vara skadliga för miljön och människors hälsa. Innehållet i deponierna och därmed även i det lakvatten som bildas varierar stort men förorenat lakvatten är i många fall ett problem. Äldre deponier saknar oftast ett underliggande tätskikt som hindrar lakvatten från att transporteras ut till grund- och ytvatten. Dessutom är ofta kunskapen om vad som finns i äldre deponier begränsad eftersom avfallet tidigare inte kontrollerades på samma sätt som idag. Avfall är ett heterogent material och en äldre deponi kan innehålla många olika ämnen som potentiellt kan förorena mark och vatten. Dessutom sker en mängd reaktioner i en deponi vilket med tiden leder till förändrad lakvattensammansättning.

Ett hinder för rening av lakvatten från gamla deponier är kostnader för de åtgärder som är önskvärda för att uppnå en hållbar hantering av lakvatten. Det är därför av stor vikt att reningsmetoder inte bara är miljömässigt hållbara utan även fungerar ekonomiskt. Detta kan kopplas till de tre olika aspekterna av hållbarhetsbegreppet; reningsmetoderna bör vara effektiva såväl ekologiskt som ekonomiskt och socialt.

Ett exempel på en äldre, nedlagd deponi är deponin vid St. Hans backar i Lund som användes för deponering av hushållsavfall mellan 1947 och slutet av 60-talet. I närliggande Vallkärrabäcken har skador på fiskar konstaterats, skador som sannolikt orsakats av föroreningar från förorenat lakvatten som läckt ut i bäcken. För att minska miljöpåverkan från lakvattnet har ett reningssystem bestående av dammar konstruerats.

1.1. Syfte och frågeställningar

Syftet med detta examensarbete är att beskriva typisk lakvattensammansättning i olika faser av en deponi samt att studera passiva, biologiska reningsmetoder för lakvatten från nedlagda kommunala deponier och deras kapacitet att reducera olika typer av föroreningar. Reningssystemet vid deponin på St. Hans i Lund kommer att användas som exempel.

För att uppnå syftet kommer följande frågeställningar att behandlas:

- Vilka metoder används i Sverige för rening av lakvatten från nedlagda kommunala deponier?
- Hur utvecklas en deponi över tid och hur påverkas lakvattensammansättningen av utvecklingen?
- Hur ser sammansättningen av lakvattnet från St. Hans ut i förhållande till lakvatten från andra deponier och i förhållande till gällande reglering?
- Kan passiva, biologiska reningssystem ge tillräcklig rening av lakvatten från nedlagda kommunala deponier med avseende på ammoniumkväve, metaller, organiskt material och organiska miljögifter?
- Vilka åtgärder skulle kunna utföras för att förbättra reningen av lakvatten från nedlagda kommunala deponier i allmänhet och St. Hans i synnerhet?

1.2. Metod och material

Denna rapport består av två huvudsakliga delar. Den första delen är en teoridel som består av en litteraturstudie där litteratur som behandlar deponier, lakvattensammansättning och olika typer av reningssystem har studerats. Den andra delen behandlar reningssystemet vid St. Hans. Historik ges och de åtgärder som tidigare har utförts beskrivs. Under arbetets gång har vattenprover tagits vid St. Hans tillsammans med företaget Melica. Resultaten från provtagningen har sedan sammanställts och analyserats utifrån teoridelen.

1.3. Avgränsningar

Denna rapport behandlar passiva, biologiska reningsmetoder av lakvatten från kommunala svenska deponier för hushållsavfall som avslutats före 2001 och därmed inte omfattas av deponeringsförordningen. Provtagningen vid St. Hans som resultaten baseras på har utförts vid fyra tillfällen mellan augusti till december 2014.

2. Teori

I denna del av rapporten ges en teoretisk bakgrund för att läsaren ska förstå tanken med passiva, biologiska reningssystem i allmänhet och systemet i St. Hans i synnerhet. Lagstiftning kring gamla deponier, deponiers utveckling över tid samt sammansättning av lakvatten presenteras. Eftersom en av de huvudsakliga funktionerna i reningssystemet vid St. Hans är biologisk nedbrytning av organiska miljögifter så behandlas detta i ett avsnitt, med särskilt fokus på PAH. Därefter följer en genomgång av olika biologiska reningssystem.

2.1. Deponering

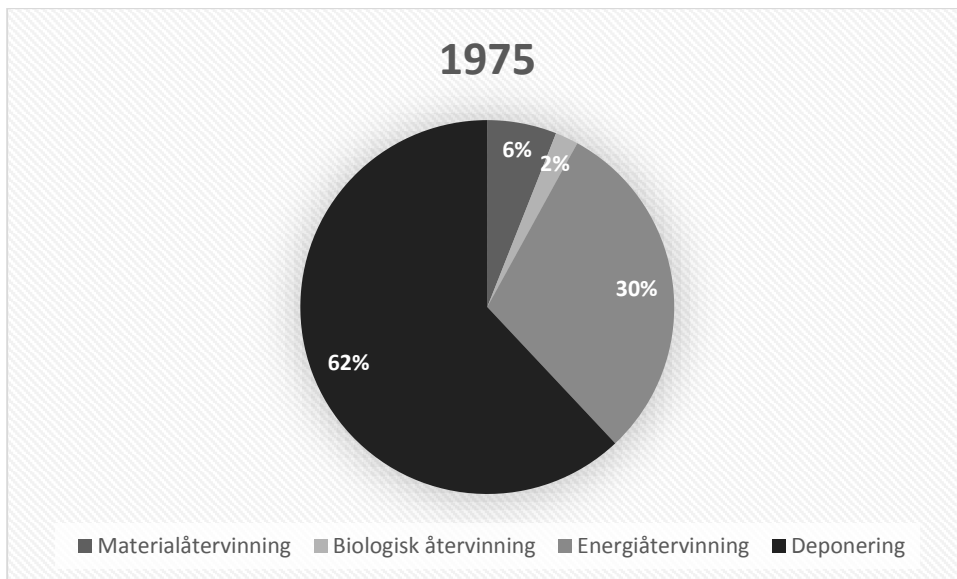
En deponi är det som tidigare ofta kallade soptipp, alltså en plats där avfall läggs på hög. I Avfallsförordningen definieras deponering som ”ett bortskaffande som innebär att avfall läggs på en upplagsplats för avfall” med undantag för då avfallet lastas om för transport till en annan plats där det ska återvinnas, behandlas eller bortskaffas, om lagringen sker innan återvinning eller behandling och lagringstiden är högst tre år samt om lagringen sker innan avfallet bortskaffas och lagringstiden är högst ett år (SFS 2011:927).

I takt med att medvetenheten om de problem som följer med deponering har ökat så har denna hanteringsmetod blivit allt lägre prioriterad. I EU:s Avfallsdirektiv, som beslutades inom EU 2008 och infördes i svensk lagstiftning 2011, anges prioriteringsordningen för avfallshantering (2008/98/EG). Enligt den så kallade avfallshierarkin eller avfallstrappan ska i första hand uppkomst av avfall förebyggas, i andra hand ska avfallet återanvändas, i tredje hand ska materialåtervinning ske, i fjärde hand annan återvinning, exempelvis energiåtervinning, och i sista hand bortskaffande, alltså deponering.

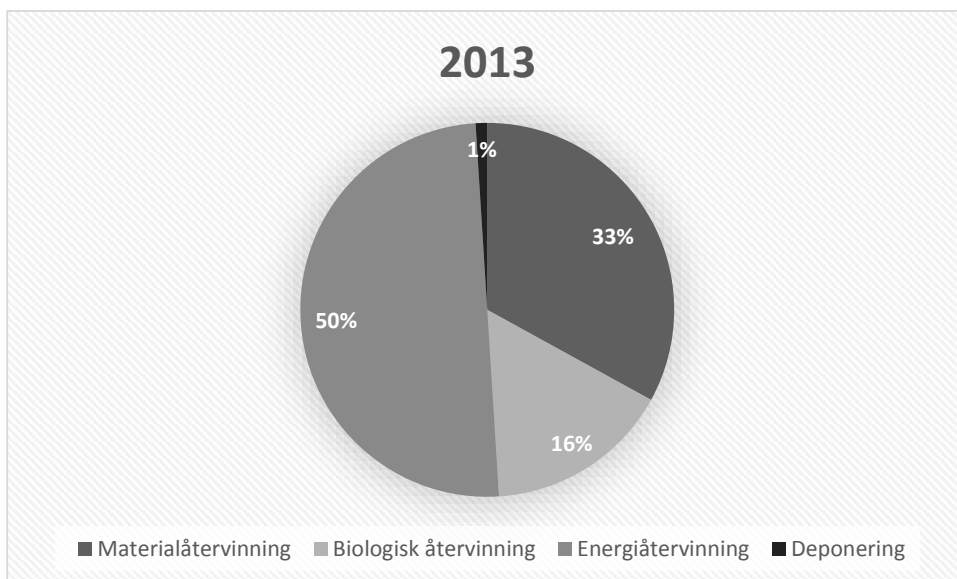
Det finns flera skäl till varför deponering är det lägst prioriterade hanteringsvalet. Två stora problem med deponering är uppkomsten av lakvatten och deponigas. Dessutom kräver deponeringen stora ytor. Efterbehandlingsfasen för deponier som omfattas av dagens lagstiftning är minst 30 år efter sluttäckning men behandling krävs ofta under längre tid än så (Avfall Sverige, 2012). Genom lakvattnet kan giftiga och miljöskadliga ämnen förorena yt- och grundvatten medan utsläpp till luft av så kallad deponigas, som främst består av metan och koldioxid, bidrar till växthuseffekten och dessutom i vissa fall kan orsaka explosioner. För att minska den negativa miljöpåverkan från deponier används dels strategin att minska mängden avfall, och då särskilt mängden biologiskt nedbrytbart avfall, som deponeras, och dels strategin att konstruera säkrare deponier där eventuella föroreningar inte sprids till miljön. Detta har skett genom lagstiftning kring hur en deponi måste vara utformad, med bland annat krav på tätskikt och sluttäckning. Dessutom kan numera tillsynsmyndigheten ställa krav på halter av ämnen i lakvatten som släpps ut i recipient. (Avfall Sverige, 2012)

2.2. Deponier i Sverige

Numera finns lagstiftning som reglerar vad som får deponeras i Sverige. Idag deponeras främst industriavfall från till exempel gruvindustrin, pappers- och massaindustrin samt metall- och metalltillverkningsindustrin, men även sådant hushållsavfall som inte kan behandlas på annat sätt, exempelvis kakel, porslin, keramik och fönsterglas (Avfall Sverige, 2014). Ofta sker deponeringen på verksamheters egna deponier men även på kommunala deponier.



Figur 1. Behandlingsmetoder för hushållsavfall 1975. (Avfall Sverige, 2013)



Figur 2. Behandlingsmetoder för hushållsavfall 2013. (Avfall Sverige, 2013)

Figur 1-2 visar hur hanteringen av hushållsavfall såg ut 1975 jämfört med 2013. Deponering har minskat kraftigt medan olika former av återvinning har ökat. Sedan 2005 är det förbjudet att deponera organiskt avfall och 2013 deponerades 33 000 ton hushållsavfall, vilket motsvarar 0,7 % av hushållens avfall (Avfall Sverige, 2013). 1975 deponerades 62 % av hushållsavfallet och sedan dess har mängden hushållsavfall som deponeras minskat med 98 % samtidigt som den totala mängden hushållsavfall har ökat med 69 %. I många länder är deponering dock fortfarande den dominerande behandlingsmetoden.

2.3. Nedlagda deponier

Deponering var tidigare den vanligaste behandlingsmetoden och varje kommun och även många verksamheter hade sina egna deponier. De placerades utan hänsyn till miljön, ofta berodde valet av plats på rent praktiska skäl som att platsen inte var lämplig för annan användning (Avfall Sverige, 2012).

Ändrad lagstiftning och ökad medvetenhet om miljöproblem har förändrat både vilket avfall som deponeras och hur det deponeras. I Sverige finns en stor mängd äldre deponier som inte längre är i drift och som avslutades innan dagens högre krav på skyddsåtgärder infördes (Naturvårdsverket, 2011). En stor skillnad mellan äldre och nyare, moderna deponier är att mängden organiskt avfall är betydligt lägre i moderna deponier. En annan skillnad är hur avfallet som tillförs deponin kontrolleras. Kontrollen av vad som slängdes på gamla deponier var ofta dålig och ingen dokumentation skedde vilket innebär att det ofta inte är känt exakt vilka typer av avfall som har deponerats och än mindre vad som har placerats i vilken del av deponin. Äldre deponier kan innehålla i stort sett alla ämnen som funnits i samhället. En modern deponi är uppdelad i celler där olika typer av avfall placeras på olika platser i deponin vilket medför att man i framtiden när deponin är sluttäckt kommer att veta vilken typ av avfall som finns var. I många gamla deponier saknas dessutom övervakning av lakvattenproduktion och gasbildning och därmed kunskap om deponiernas påverkan på hälsa och miljö.

2.4. Styrande dokument

2.4.1. Lagstiftning

Inom EU regleras deponering i EU-direktivet om deponering av avfall (99/31/EG). I Sverige implementerades detta 2001 i förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512). Med förordningen följde strängare krav på tätskikt, täckning och lakvattenhantering, och även högre kostnader för att deponera avfall. Förordningen har bidragit till att koncentrera avfallet till ett mindre antal deponier med högre standard än tidigare (Naturvårdsverket, 2014b).

Deponier som anses vara avslutade före den 16 juli 2001 omfattas inte av deponeringsförordningen. Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:6) är det kommuners ansvar att inventera nedlagda deponier. I föreskrifterna sägs att den kommunala avfallsplanen ska innehålla uppgifter om och en riskbedömning av de gamla deponier som finns i kommunen. För deponier där kommunen har varit verksamhetsutövare ska planen dessutom innehålla uppgifter om de åtgärder som genomförts eller planerats. Enligt de allmänna råden till föreskrifterna bör bedömningen av miljö- och hälsorisker utföras enligt Naturvårdsverkets rapport 4918, Metodik för inventering av förorenade områden.

Nedlagda deponier ska i första hand behandlas som förorenade områden men kan i vissa fall behöva behandlas som miljöfarlig verksamhet (Naturvårdsverket, 2011). Ofta omfattas nedlagda deponier inte av tillstånds- eller anmälningsplikt enligt Miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251) utan klassas som u-verksamhet, vilket innebär att kommunen är tillsynsmyndighet.

MB 10 kap behandlar efterbehandling av förorenade områden. Enligt MB 10 kap 2 § är den som bedrivit verksamhet eller vidtagit en åtgärd som bidragit till förorening eller allvarlig miljöskada ansvarig för efterbehandling av området. Enligt 10 kap 4 § ska den ansvariga ”i skälig omfattning utföra eller bekosta det avhjälpande som på grund av föroreningen behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljö”.

Krav på efterbehandling eller betalning enligt MB 2 kap 8 § eller MB 10 kap 2 § ska enligt 8 § i Lagen om införande av miljöbalken (SFS 1998:811) tillämpas om den miljöfarliga verksamheten pågått efter 30 juni 1969, verkningarna av verksamheten fortfarande pågick vid miljöbalkens införande 1 januari 1999 och det föreligger behov av avhjälpande av skador.

I de fall då inga krav kan ställas på den ursprungliga verksamhetsutövaren eller de som förvärvat fastigheten kan nedlagda deponier istället behandlas som pågående miljöfarlig verksamhet. Detta alltså även om deponin inte längre tar emot något avfall. Enligt MB 9 kap 1 § innebär användning av mark, på ett sätt som kan medföra olägenhet för människors hälsa eller för miljön genom förorening av mark, luft, vattenområden eller grundvatten, miljöfarlig verksamhet.

Pågående miljöfarlig verksamhet kan ske både i driftfasen av en deponi, i efterbehandlingsfasen och i senare skeden. Vanligtvis är det fastighetsägaren som även är verksamhetsutövaren. Skillnaden mellan om deponin ska behandlas som förorenat område eller pågående miljöfarlig verksamhet är att åtgärderna i det senare fallet ska vara preventiva snarare än reparativa, och alltså förhindra framtida miljöpåverkan.

2.4.2. Nationella och regionala miljömål

Sveriges riksdag antog 1999 nationella miljö kvalitetsmål. Numera finns det 16 stycken mål, vilka utgör grunden i den svenska miljöpolitiken. Målen beskriver det miljö tillstånd som ska uppnås, i de flesta fall till 2020 (Naturvårdsverket, 2013).

De mål som främst berörs av föroreningar från lakvatten är Giftfri miljö och Levande sjöar och vattendrag, men även flera av de andra målen, antingen direkt eller indirekt. Varje miljö kvalitetsmål är preciserat ytterligare.

För Giftfri miljö innebär detta bland annat att ”Förorenade områden är åtgärdade i så stor utsträckning att de inte utgör något hot mot människors hälsa eller miljön”, att ”Spridningen av oavsiktligt bildade ämnen med farliga egenskaper är mycket liten och uppgifter om bildning, källor, utsläpp samt spridning av de mest betydande av dessa ämnen och deras nedbrytningsprodukter är tillgängliga” samt att ”Den sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen via alla exponeringsvägar inte är skadlig för människor eller den biologiska mångfalden”. (Naturvårdsverket, 2012a) Som indikator för att följa upp arbetet med att uppnå målet ingår bland annat antal potentiellt eller konstaterat förorenade områden och antal åtgärdade förorenade områden (Naturvårdsverket, 2012b). 2014 bedöms målet inte vara möjligt att uppnå till 2020.

För målet Levande sjöar och vattendrag preciseras bland annat att ”Sjöar och vattendrag har minst god ekologisk status eller potential och god kemisk status i enlighet med förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön” (Naturvårdsverket, 2012c). 2014 bedöms målet inte vara möjligt att uppnå till 2020.

Sedan 2013 är de regionala miljömålen i Skåne samma som de nationella miljö kvalitetsmålen, med undantag för målet Storslagen fjällmiljö som inte är aktuellt. Varken målet Giftfri miljö eller Levande sjöar och vattendrag bedöms kunna uppnås regionalt till 2020.

2.4.3. Lunds kommuns avfallsplan

I Lunds kommuns avfallsplan från 2012 finns en genomgång av de sex gamla deponier som ligger inom kommungränserna och har bedömts vara i behov av kontroll. Deponin vid St. Hans klassas som ett förorenat område och är den deponin i kommunen som kräver mest omfattande åtgärder. I avfallsplanen som gällde 2006-2010 fanns målet att eventuella efterbehandlingsåtgärder skulle vara vidtagna senast 2010, ett mål som inte uppfylldes för St. Hans. I den aktuella avfallsplanen för Lund saknas ett konkret mål men det anges att ”det kommer troligen att krävas omfattande åtgärder med översilningsmarker och nya dammar för

att behandla det förorenade vattnet, varför dessa inte beräknas kunna vara slutligt genomförda förrän under 2012-2013” (Lunds kommun, 2012).

2.5. Lakvatten och faser i en deponi

Lakvatten definieras i deponeringsförordningen (SFS 2001:512) som en ”vätska som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi eller som innehålls i en deponi”. Det kan bildas genom att nederbörd infiltrerar deponin, att deponerat material pressas samman och avger vatten, att grundvatten tränger in i deponin, att ytvatten rinner in i deponin eller att yt- och dräneringsvatten från mellan- eller sluttäckning tränger in i deponin (Avfall Sverige, 2012). I en modern deponi finns krav på en geologisk barriär, bottentätning, ett dräneringsskikt och ett lakvatteninsamlingssystem under avfallet. Den geologiska barriären ska dimensioneras för flera hundra år medan bottentätningen endast behöver dimensioneras för deponins driftfas. Dessutom krävs täta cellväggar runt avfallet och när deponin avslutas krävs täckning i flera lager för att förhindra luft och vatten från att tränga in i deponin. (Avfall Sverige, 2012) Dessa skyddsåtgärder saknas vanligtvis i gamla deponier.

Utlakning av ämnen från deponier varierar stort och beror bland annat på vilken typ av avfall som deponerats, mängd vatten som infiltrerar deponin och deponins ålder. Kunskap kring vilka ämnen som finns i ett lakvatten är begränsad även när kontroller sker, speciellt när det gäller organiska ämnen. I stort sett alla ämnen som används i samhället kan vara representerade i lakvatten, och många ämnen finns i låga halter (SGI, 2011).

Lakvatten kan förorena grund- och ytvatten. Grundvatten som förorenats av lakvatten har studerats väl medan ytvatten som förorenats av lakvatten i jämförelse är dåligt studerat (Kjeldsen, Bjerg, Rügge, Christensen, & Pedersen, 1998; Kjeldsen, Barlaz, Rooker, Baun, Ledin & Christensen, 2002). I avsnitt 2.10. ges ett exempel på ytvatten som förorenats av lakvatten i sjön Molnbyggen i Dalarna i Sverige.

2.5.1. En deponis utveckling

Nedbrytningen av avfallet leder till att deponins innehåll och därmed även lakvattnets sammansättning förändras över tid. Innehållet i deponierna bryts ned genom en rad olika kemiska och biologiska processer. Innehållet i deponier varierar och därför till viss del även hur utvecklingen över tid ser ut. Stora mängder organiskt material och en anaerob miljö ger trots denna variation i innehåll flera likheter mellan olika deponier för hushållsavfall (Kjeldsen et al. 2002). Syretillgång, BOD/COD, mängden metaller som utlakas, produktion och sammansättning av deponigas och pH är parametrar som förändras över tid och kan användas för att avgöra deponins tillstånd. En faktor med stor påverkan på nedbrytningshastigheten är deponins fuktighet. De biologiska processerna kräver tillgång till vatten och i torrt klimat är nedbrytningen långsammare än i klimat med större nederbördsmängder (Kjeldsen et al. 2002). Nedbrytningen är därför långsammare i en deponi som är tät, där inget vatten kan ta sig in (SGI, 2011). En metod som kan användas för att påskynda nedbrytningen är att lakvattnet samlas in och sedan återpumpas, tillbaka till deponin.

Eftersom äldre deponier för hushållsavfall innehåller mer organiskt avfall än de deponier som är i drift idag så skiljer sig lakvattensammansättningen åt. I en modern deponi med mindre mängd organiskt material förbrukas mindre syre. Högre syrehalter kan ge ökad utlakning av metaller. Enligt Modin (2012) är dock skillnaden mellan lakvatten från en modern deponi och en gammal deponi mindre än väntat och försök visar på utsläpp av metaller på ungefär samma

nivå i gamla och moderna deponier. Den största skillnaden i lakvattensammansättning är istället de högre halterna av ammonium och organiskt kol i gamla deponier.

Utvecklingen i en deponi med stort innehåll av organiskt material kan delas in i fyra faser, aerob fas, sur anaerob fas, metanogen fas och humusbildande fas. Tidpunkterna då dessa faser pågår varierar stort och beror på avfallets sammansättning och de yttre förutsättningarna. Dessutom pågår flera av faserna samtidigt, i olika delar av deponin. De fyra huvudsakliga faserna i en deponi beskrivs nedan.

2.5.2. Aerob fas

Den inledande aeroba fasen pågår i några dagar till några veckor (Naturvårdsverket, 2008). När avfall tillförs deponin följer luft med, vilket ger upphov till aerob nedbrytning av organiskt material, där syret snabbt förbrukas (SGI, 2011). Nedbrytningen kan leda till höga temperaturer eftersom de oxidationsprocesser som sker är exoterma. Parallellt med oxidationsförloppet startar hydrolys av högmolekylära ämnen som cellulosa, stärkelse och proteiner där lågmolekylära ämnen som fettsyror, sockerarter, aminosyror och glycerol bildas. Hydrolysprocesserna kräver att vatten finns tillgängligt i deponin. När syret har förbrukats i oxidationsprocesserna kan denitrifikation ske, där nitrat som finns i avfallet reduceras till kvävgas samtidigt som lättnedbrytbara organiska kolföreningar oxideras till koldioxid och vatten (SGI, 2011). Trots att denna process kräver anaeroba förhållanden så brukar den inkluderas i den inledande aeroba fasen.

2.5.3. Sur anaerob fas

Syret som följer med avfallet förbrukas snabbt och nästa fas, den sura anaeroba fasen, börjar. Fasen inleds efter några dagar eller några veckor och pågår i ungefär 10 år (Naturvårdsverket, 2008). I denna fas dominerar hydrolytiska, fermenterande och acetogena bakterier. Genom fermentationsprocesser bildas organiska fettsyror från sockerarter. Fettsyrorna ackumuleras vilket leder till att pH sjunker. Mängden organiskt material i lakvattnet är under denna fas hög med höga halter lättnedbrytbart organiskt material (SGI, 2011). Kvoten BOD/COD i lakvattnet är därför som högst under denna fas och värden över 0,7 har rapporterats (Kjeldsen et al. 2002). Det låga pH-värdet gör lakvattnet mer reaktivt vilket kan leda till ökad utlakning av metaller som järn, mangan och zink. Ammoniumhalterna i lakvattnet ökar under fasens gång till höga halter (SGI, 2011). Eftersom förhållandena är anaeroba sker ingen denitrifikation. Ammonium bildas främst från de aminosyror som bildats i hydrolysprocesser (Christensen, Kjeldsen, Bjerg, Jensen, Christensen, Baun, Albrechtsen, Heron, 2001). Sulfat kan i denna fas komma att reduceras till sulfid som i sin tur bildar metallsulfider som på grund av sin svåröslighet inte lakas ut (SGI, 2011).

2.5.4. Metanogen fas

Denna fas kan börja efter några månader och pågå i flera hundra år (Naturvårdsverket, 2008). Fasen delas ofta upp i en inledande metanogen fas och en stabil metanogen fas (Kjeldsen et al. 2002). I den inledande metanogena fasen bildas ättiksyra från ackumulerade fettsyror med hjälp av acetogena bakterier. Tillväxt av metanogena bakterier sker i ett smalt pH-intervall, omkring neutralt pH, och metanproduktion påbörjas när pH, som långsamt ökar, är tillräckligt högt. Vid metanproduktionen förbrukas acetat, koldioxid och vätgas. I den inledande delen av fasen ökar metanproduktionen tills den når en stabil nivå. Mängden organiskt material i lakvattnet minskar när de organiska fettsyrorna som ackumulerats bryts ned.

I den stabila metanogena fasen uppnås den maximala metanproduktionen (Kjeldsen et al. 2002). Förhållandena är strängt anaeroba och pH är stabilt neutralt eller något basiskt. Metanproduktionen i denna fas håller sig på en stabil hög nivå som efter hand långsamt minskar. Mängden organiskt material i lakvattnet ligger på en stabil låg nivå och speciellt BOD-halten är låg (SGI, 2011). De fettsyror som bildas i deponin förbrukas direkt och det organiska material som finns kvar består av svårnedbrytbara föreningar som fulvosyror och humusämnen. Detta leder till låga värden på kvoten BOD/COD i lakvatten, enligt Kjeldsen et al. (2002) normalt under 0,1. Enligt SGI (2011) ligger kvoten BOD/COD under den metanogena fasen normalt i intervallet 0,3-0,05. Gassammansättningen i denna fas är stabil med en metanhalt omkring 50-70% och en koldioxidhalt omkring 30-50% (Modin, 2012). Under metanogena förhållanden bryts inte ammonium ned utan ackumuleras istället i lakvattnet (Modin, 2012). Halterna minskar under fasens gång från höga halter inledningsvis (SGI, 2011). Minskningen är dock mycket långsam och lakvatten tros kunna innehålla betydande ammoniumhalter i flera hundra år (Christensen et al., 2001). I den metanogena fasen är halten av kväve, järn och klorider i lakvattnet hög medan det högre pH-värdet ger minskad utlakning av metaller i jämfört med under den sura anaeroba fasen. Utlakningen av bly kan dock öka (Naturvårdsverket, 2008). Eftersom den metanogena fasen normalt pågår under lång tid så befinner sig många äldre svenska deponier i denna fas.

2.5.5. Humusbildande fas

Tiden då denna fas nås är osäker men den påbörjas sannolikt efter mer än hundra år. (Naturvårdsverket, 2008) Kunskap saknas om utvecklingen på lång sikt då de flesta gamla deponier som studerats fortfarande befinner sig i den metanogena fasen och därför baseras utvecklingen efter den metanogena fasen på teoretiska modeller snarare än studier av verkliga deponier (Kjeldsen et al. 2002).

När denna fas uppnås har metanproduktionen upphört då endast svårnedbrytbart organiskt material finns kvar (SGI, 2011). Mer än 99 % av alla metaller finns fortfarande kvar i deponin, bundna till svårnedbrytbara ämnen som humusämnen och sulfider. Syre kan tränga ner i deponin och om mängden syre som tränger in överskrider de syremängder som förbrukas i deponin finns risken att humusämnen och sulfider oxideras vilket leder till minskat pH och att en del av de metaller som finns bundna blir lösliga (SGI, 2011). Detta kan leda till ökade metallhalter i lakvattnet, även om utlakningen under lång tid varit låg.

2.6. Lakvattensammansättning

Ett lakvattens sammansättning kan variera stort beroende på bland annat innehåll i deponin, grad av nedbrytning av ämnen i deponin och yttre förutsättningar som nederbörd och grundvattenförhållanden. Många av de ämnen som används i samhället finns även i lakvatten. I en analys av 400 ämnen i lakvatten och sediment identifierade Öman och Junerstedt (2008) mer än 90 organiska och metall-organiska ämnen och 50 icke-organiska. Den stora mängden ämnen som kan förekomma gör det svårt att kontrollera och bedöma samtliga potentiellt problematiska ämnen i ett lakvatten.

Det finns ingen lagstiftning som anger vilka parametrar som måste kontrolleras eller på vilka nivåer föroreningar får förekomma (Avfall Sverige, 2012). För tillståndspliktiga verksamheter följs praxis och hänsyn tas även till plats specifika förhållanden. Villkor i tillstånd som sätts av tillståndsmyndigheten kan vara begränsningsvärden, maximalhalter eller begränsningsvärden som bara gäller under vissa perioder, exempelvis vid låg vattenföring i recipienten. I varje fall

bedöms omständigheterna, och vilken typ av recipient som vattnet släpps ut i är avgörande för vilka halter som tillåts. Till exempel ställs högre krav på rening av salter vid utsläpp i sötvattenrecipient än i om lakvattnet släpps ut i havet. Faktorer som påverkar hur villkoren sätts är lakvattnets volym och kvalitet samt recipientens hydrologiska, kemiska och ekologiska status. Exempelvis kan villkoren bero på om det finns skyddsvärda objekt i recipienten och bakgrundshalter av ämnen i recipienten (Avfall Sverige, 2012). I ytvatten förväntas de största riskerna vid lakvattenförorening vara syrebrist i recipienten, förändring i bottenfauna och ammoniumtoxicitet (Kjeldsen et al. 2002).

2.6.1. Toxicitetstester

Eftersom det är svårt att analysera alla potentiellt problematiska ämnen i lakvatten är det vanligt att toxiciteten testas genom toxicitetstest. Det finns en rad olika metoder som används, ofta innebär dessa att levande organismer används för att bedöma toxiciteten, genom att olika biomarkörer studeras. Biomarkörer innebär att effekter på cellnivå eller molekylär nivå hos testorganismer studeras (Göteborgs Universitet, 2013). Effekter som studeras kan exempelvis vara enzymaktivitet som påverkas om testorganismen utsätts för vissa kemikalier. Vilken testorganism som används kan vara avgörande för resultat. Baun et. al. (2004) utförde toxicitetstester med flera olika testorganismer i tio olika lakvatten. Graden av toxicitet i deponierna varierade beroende på vilken testorganism som användes. (Baun, Ledin, Reitzel, Bjerg, & Christensen, 2004)

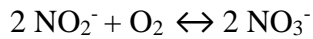
Ett vanligt toxicitetstest är Microtox, som är ett screeningtest för akut toxicitet i akvatiska miljöer, där bioluminescenta bakterier används som testorganism. Vid höga gifthalter i vattnet störs ljusalstringen. I andra toxicitetstester som förekommer studeras grönalger, rödalger, kräftdjur, fisk, nitrifikationshämmande effekt på aktivt slam, tillväxthämning av andmat, embryoutveckling av zebrafisk, förekomsten av reparationsenzymet umuC och aktivitet av enzymet EROD i fisk (Avfall Sverige, 2011a; IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000a). EROD är ett avgiftningsenzym i levern som aktiveras av organiska miljögifter som PAH, PCB, dioxiner och även blandningar av dessa ämnen (Melica, 2008c).

Att använda sig av biomarkörer för att bedöma förorenade vatten är en metod som kompletterar traditionell vattenprovtagning. En fördel är att biomarkörer kan ge en bild av den samlade påverkan från föroreningar, samtidigt som metoden inte ger svar på exakt vilka ämnen det är som påverkar testorganismerna. Dessutom kan testerna missa ämnen som är toxiska för andra organismer än den valda testorganismen. Metoden kan vara lämplig att använda vid misstänkt lakvattenförorening, då lakvatten ofta är komplext sammansatt med en stor mängd olika ämnen som kan vara svåra att analysera var för sig.

2.6.2. Näringsämnen

Kväve förekommer i lakvatten i flera olika former: ammonium, organiskt bunden kväve, nitrat, nitrit och ammoniak som kan avgå vid högt pH. Den vanligast förekommande kväveformen och den form som behandlingen av lakvatten ofta fokuserar på är ammonium. Anledningen till detta är de syrefattiga förhållandena i deponier som hindrar att ammonium oxideras till nitrit eller nitrat. Höga kvävehalter kan bidra till eutrofiering, syrebrist och försurande effekter i recipienten (Naturvårdsverket, 2008). Ammonium står i jämvikt med ammoniak som har toxiska effekter på många organismer och som vid högt pH i lakvattnet kan avgå till luften. Vid pH 7 är ungefär 1 % av ammoniumhalten fri ammoniak medan ett pH över 11 innebär att i stort sett enbart ammoniak förekommer (SGI, 2011).

Ammonium i lakvattnet omvandlas vid aeroba förhållanden genom nitrifikation till nitrit och därefter nitrat. Nitrat kan vid anaeroba förhållanden genom denitrifikation omvandlas till kvävgas. Nitrifikation sker genom att ammonium i två steg oxideras med hjälp av nitrifierande bakterier, först till nitrit och i ett andra steg från nitrit till nitrat:



Bakterier av släktena *Nitrosomonas* och *Nitrosococcus* är viktiga i den första reaktionen medan bland annat *Nitrobacter* spelar en viktig roll i den andra reaktionen (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008). Eftersom syre krävs för att reaktionerna ska ske är det en förutsättning för nitrifikation att vattnet är tillräckligt syresatt.

Höga fosforhalter är inget stort problem i lakvatten. Jämfört med många andra förorenade vatten innehåller lakvatten ofta låga fosforhalter (SGI, 2011). Fosfor är ett näringsämne som krävs för tillväxt av såväl mikroorganismer som växter. De flesta mikroorganismer använder oorganiskt fosfat som sin fosforkälla och låga fosfathalter är begränsande för tillväxten av mikroorganismer i många akvatiska miljöer (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008). Tillskott av fosfor för att optimera förhållandena för nitrifikation används exempelvis i vissa SBR-system (Eriksson, 2005).

2.6.3. Metaller och tungmetaller

Tungmetaller som ofta förekommer i lakvatten från deponier för hushållsavfall är kadmium, krom, koppar, bly, nickel och zink (Kjeldsen et al. 2002). Mängden tungmetaller i lakvatten varierar stort mellan olika lakvatten (Christensen et al. 2001) men halterna är ofta lägre än i många andra förorenade vatten (SGI, 2011).

Andra metaller som är vanligt förekommande i lakvatten är kalcium, magnesium, natrium, kalium, järn och mangan (Kjeldsen et al. 2002).

I vilken form järn förekommer avgörs till stor del av syrgashalten. Vid syrerika förhållanden befinner sig den största delen av järnet i den mer oxiderade formen tervärt järn, Fe^{3+} , som binds i svårslösliga $\text{Fe}(\text{OH})_3$ eller till humusämnen medan mindre syrerika förhållanden ger en större andel tvåvärt järn, Fe^{2+} , som är mer lösligt (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000a).

Generellt ökar toxiciteten då metaller finns som fria joner (SGI, 2011). Vissa metaller kan vara bioackumulerbara, exempelvis arsenik, bly, koppar, kvicksilver m.fl. Kviksilver är även biomagnifierbart och kan alltså förekomma med stigande koncentration högre upp i näringskedjan (Naturvårdsverket, 2008) men är inte vanligt förekommande i lakvatten (Christensen et al. 2001). Metaller kan ha olika toxiska effekter, bland annat kan de leda till att essentiella metaller byts ut mot toxiska i vissa föreningar samt blockering av enzymer (SGI, 2011).

2.6.4. Övriga oorganiska ämnen

Oorganiska ämnen som återfinns i betydande mängder i lakvatten är, utöver ammonium och metaller, klorid, sulfat och vätekarbonat (Kjeldsen et al. 2002). Sulfat reduceras till sulfid i den sura anaeroba fasen och halten är därmed lägre i den metanogena fasen medan övergången mellan dessa faser inte leder till någon större förändring i kloridhalt (Christensen et al. 2001).

2.6.5. Organiskt material

Gamla deponier innehåller ofta höga halter av organiskt material. Mängden organiska ämnen mäts ofta indirekt genom BOD eller COD. BOD-halten anger mängden lättnedbrytbart organiskt material medan COD-halten anger lätt- och svårnedbrytbart organiskt material.

Kvoten mellan BOD, och COD kan användas för att bedöma i vilken fas en deponi befinner sig. Ju lägre kvoten är, desto mer av det lättnedbrytbara organiska materialet har brutits ned.

År 2007 fastställdes i domstol riktvärden för BOD₇ i vatten som släpps ut i sötvattensrecipient till 5 mg/l och 10 mg/l vid utsläpp till Öresund (Naturvårdsverket, 2008). I obehandlat lakvatten kan mängderna variera stort. När IVL analyserade tolv olika lakvatten från både gamla och moderna deponier varierade halten av BOD mellan 4-110 mg/l och halten av COD mellan 250-1300 mg/l (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2007).

Organiska ämnen tillhörande olika ämnesgrupper förekommer i lakvatten. Stora delar av det organiska material som förekommer är inte organiska miljögifter utan exempelvis lågmolekylära ämnen som alkoholer, syror, alifatiska aldehyder, ketoner, estrar och halogenerade kolväten, humusliknande ämnen som bildas vid nedbrytning av cellulosa och lignin samt fulvosyror som är en oxidationsprodukt av dessa humusliknande ämnen. Det lösta organiska kolet i lakvatten består under den sura anaeroba fasen till stora delar av flyktiga fettsyror och innehåller även flyktiga aminer och alkoholer medan det under den metanogena fasen innehåller högre andel föreningar med högre molekylvikt som fulvosyror och humusliknande ämnen (Christensen et al. 2001).

Humusliknande ämnen bildas i en deponi vid nedbrytning av organiskt material. Dessa ämnen liknar humusämnen som finns i naturen men behöver inte nödvändigtvis vara identiska med dessa. Dessa ämnen bryts inte ned biologiskt och kan binda metaller. Humusämnen kan antingen vara lösliga vid lågt pH, fulvosyror, som är lösliga vid alla pH, eller olösliga. I en deponi med mer stabiliserat avfall är andelen icke vattenlösliga ämnen i lakvattnet högre. (Modin, 2012)

Vad som händer med de organiska föreningarna varierar beroende på deponins utformning. Vissa kan fastläggas till avfallet i deponin, en del kan transporteras med kolloida partiklar eller brytas ned i mikrobiella processer. Deponins inre struktur kan påverka halterna i lakvattnet, exempelvis kan större sammanhängande kanaler öka mängden organiska ämnen eftersom transporten blir snabbare och ämnena i mindre utsträckning hinner brytas ned eller fastläggas till avfallet. (SGI, 2011)

2.6.6. Organiska miljögifter

Det kan finnas en stor mängd olika giftiga organiska ämnen i lakvatten. Dessa finns ofta i små koncentrationer, typiskt under 1 mg/l (Kjeldsen et al. 2002) och det är ofta svårt att bedöma vilken påverkan ämnena har. Av den totala massan organiskt material utgör dessa giftiga ämnen en liten del men påverkan på miljön kan vara stor. När Baun et.al. (2004) analyserade lakvatten från tio olika deponier var koncentrationen av organiska miljögifter aldrig mer än 1 % av TOC. Många organiska ämnen finns i så låga koncentrationer att de inte upptäcks vid analys. Vid studier av innehåll i lakvatten mäts ofta inte enskilda organiska föreningar utan endast organiska summaparametrar som TOC, DOC, NVOC, COD och BOD (Baun et al. 2004). Dessa kan ge värdefull information men säger inget om mängden organiska miljögifter.

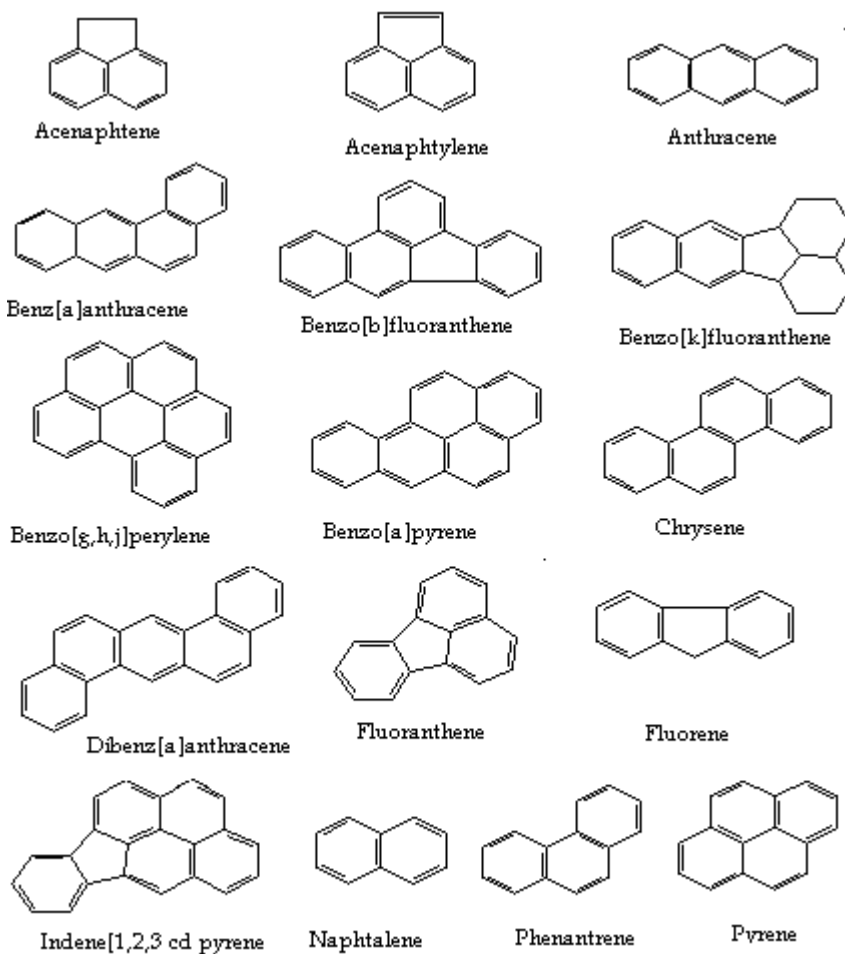
Kunskap om vilka organiska ämnen som finns i lakvatten och i vilka koncentrationer är begränsad men en stor mängd ämnen har identifierats. Öman och Junestedt (2008) identifierade mer än 90 olika organiska och metallorganiska ämnen i lakvatten och sediment, varav 55 tidigare inte hade identifierats i lakvatten, när 400 parametrar och potentiellt giftiga ämnen analyserades i lakvattenprover från 12 svenska deponier för hushållsavfall. Baun et. al (2004) identifierade 55 olika organiska miljögifter och tio nedbrytningsprodukter i lakvattenprov från tio danska deponier för hushållsavfall. I studien kunde ett samband ses mellan antalet organiska miljögifter och toxicitet men inte mellan den totala koncentrationen av organiska miljögifter och toxicitet.

Exempel på organiska miljögifter som är vanligt förekommande i lakvatten är aromatiska kolväten, fenoler, koordinerade alifater, bekämpningsmedel och mjukgörare (Kjeldsen et al. 2002). En del av de organiska miljögifterna är svårnedbrytbara och de kan vara biomagnifierbara och bioackumulerande. (SGI, 2011) En del av de organiska ämnena återfinns endast i sediment och inte i lakvattnet på grund av att de är kraftigt hydrofoba (Öman & Junestedt, 2008). Tidiga studier av organiska ämnen i lakvatten och lakvattensediment fokuserade ofta på hydrofoba ämnen men även många hydrofila ämnen har identifierats (Baun, Ledin, Reitzel, Bjerg, & Christensen, 2004). Flera olika processer kan bidra till minskning av halterna av organiska ämnen i vatten: fotokemisk oxidation, förångning, sedimentation, sorption, upptag av växter och biologisk nedbrytning (Kadlec & Wallace, 2008).

Nedan ges några exempel på fyra olika grupper av organiska miljögifter som kan återfinnas i lakvatten, PAH, PCB, DDT, dioxiner och PBDE. Eftersom innehållet i avfallet till stor del avgör vilka organiska miljögifter som finns i lakvattnet är det svårt att peka på typiska exempel.

PAH är en grupp aromatiska kolväten med två eller flera bensenringar. Olika PAH har olika egenskaper men de allra flesta är långlivade och bioackumulerande (Kemikalieinspektionen, 2013). Vid namngivning av PAH utgår man från ett antal namngivna grundstrukturer, som bensen, naftalen, pyren eller fenantren. Numrering anger var substituenten är placerade, medan bokstäver anger atomer som är gemensamma för mer än en ring.

PAH bildas främst vid icke fullständig förbränning av organiskt material. Detta kan ske i industriella processer som förbränning av olja, kol och naturgas. Även asfalt är en vanlig källa. PAH kan även bildas naturligt, vid exempelvis skogsbränder och vulkanutbrott (Walker, 2009). Det främsta problemet med PAH är hälsofaran, många av ämnena i gruppen är cancerogena, men de kan även ha betydande miljöpåverkan. PAH saknar funktionella grupper vilket gör dem icke-reaktiva. Nedbrytning sker genom oxidation, antingen i naturen eller genom biokemiska reaktioner (Walker, 2009). PAH är hydrofoba, vilket innebär höga värden på fördelningskoefficienten K_{ow} som anger hur stor andel av ett ämne som befinner sig i vattenfas och i oktanol-fas vid jämvikt. De PAH med fler antal ringar och därmed högre molekylvikt har generellt högre $\log K_{ow}$ och därmed sämre löslighet i vatten och större sannolikhet att bioackumuleras (Walker, 2009).



Figur 3. Strukturformler för de 16 PAH som tidigare ingick på amerikanska miljömyndigheten EPA:s lista över prioriterade ämnen. (Mugica, Torres, Salinas, Gutierrez, & García, 2010)

PCB är en grupp industriella kemikalier som inte förekommer naturligt i naturen. Ungefär 130 olika varianter har använts, bland annat i transformatorer och i målarfärg. Sedan miljöpåverkan från PCB upptäcktes på 1960-talet har produktionen minskat och numera används ämnena inte i någon större utsträckning. En betydande källa idag är gamla deponier. PCB består av två aromatiska ringar med varierande antal kloridgrupper. De har vanligtvis låg reaktivitet och är hydrofoba. För organismer kan de vara carcinogena och de kan vara såväl bioackumulerbara och biomagnifierbara. (Walker, 2009)

DDT är ett bekämpningsmedel som började användas i större skala under andra världskriget då det bland annat användes för malariabekämpning. Efter kriget användes det i stor omfattning i jordbruket. I slutet av 60-talet, när de negativa miljöeffekterna upptäckts började användningen regleras alltmer. Toxiciteten är hög för en stor mängd olika organismer. DDT är hydrofoba. De kan vara både bioackumuleras och biomagnifieras. Det har vanligtvis låg reaktivitet. (Walker, 2009)

Dioxiner är ett samlingsnamn för en grupp oavsiktligt bildade klorerade miljögifter. De kan bildas vid tillverkning av andra klorerade organiska ämnen samt vid förbränningsprocesser där klorerade ämnen ingår. Dioxiner är fettlösliga och kan vara cancerogena och toxiska för både människor och djur. De kan spridas till människor genom feta animaliska livsmedel, till

exempel fisk. Minskning av dioxiner i livsmedel är ett prioriterat område inom miljömålet Giftfri miljö. (Karolinska Institutet, 2014a)

PBDE är en grupp bromerade flamskyddsmedel som har använts i bland annat plastprodukter, textilprodukter, möbler och elektronik. Gruppen omfattar omkring 70 olika ämnen med olika antal bromatomer. Inom EU är flera olika PBDE förbjudna i elektroniska produkter. PBDE är fettlösliga, bioackumulativa och är giftiga för både människor och djur. Bland annat har hormonstörande effekter hos råttor konstaterats. (Karolinska Institutet, 2014b)

2.7. Mikroorganismer i akvatiska system

Många av de reningssystem som används för lakvattenhantering utnyttjar processer som utförs av mikroorganismer. Exempel är kväverening genom nitrifikation och denitrifikation samt biologisk nedbrytning av organiska miljögifter.

2.7.1. Mikrobiell tillväxt och begränsande faktorer

95 % av torrvikten av mikrobers celler består några få grundämnen som krävs i stora mängder: kol, syre, väte, kväve, svavel, fosfor, kalium, kalcium, magnesium och järn. Om någon av dessa saknas spelar det ingen roll hur stor mängd de andra finns i. Utöver dessa ämnen krävs en rad spårämnen men dessa finns vanligtvis i naturen i tillräckliga mängder för att de inte ska vara begränsande. Utöver detta kan vissa mikroorganismer behöva särskilda ämnen beroende på speciella egenskaper eller livsmiljöer. (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008)

Mikrobiell tillväxt beror på tillgång till näringsämnen och på miljöfaktorer. Oavsett näringstillgång finns det vissa miljöer där mikroorganismer inte kan leva och ingen tillväxt ske. Viktiga miljöfaktorer som pH, temperatur och syremängd kan ha stor påverkan på tillväxten. Olika mikroorganismer har olika pH-intervall som de klarar av samt olika pH där de når maximal tillväxt och det finns exempel på mikroorganismer som klarar av extrema värden. Mikroorganismer har mekanismer för att hantera små förändringar i pH men större förändringar i pH är ofta skadligt. (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008)

Temperatur har stor påverkan på tillväxten av mikroorganismer. Enzymkatalyserade reaktioners hastighet ökar med höjda temperaturer, metabolismen ökar och mikrotillväxten ökar. Vid alltför hög temperatur minskar dock tillväxten och ökad temperatur kan istället vara skadlig. Den optimala temperaturen ligger närmre maxtemperaturen än den minsta möjliga temperaturen där tillväxt kan ske. Optimum för de flesta mikroorganismer ligger någonstans mellan 0°C och 75°C men tillväxt kan ske även utanför detta intervall. (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008)

Även tillgången till syre påverkar tillväxten. De främsta syretillskotten i dammar och sjöar kommer från atmosfären samt genom tillskott från växternas fotosyntes (Brönmark & Hansson, 2005). Aeroba bakterier klarar av att växa vid tillgång till syre medan anaeroba klarar av att växa vid avsaknad av syre. Många aeroba mikrober kräver tillgång till syre och det finns även anaeroba mikrober vars tillväxt ökar vid tillgång till syre, medan vissa anaeroba mikrober inte överlever vid syrerika förhållanden. (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008)

2.7.2. Biologisk nedbrytning av organiska ämnen

Biologisk nedbrytning kan ske genom fermentation, aerob och anaerob respiration (Kadlec & Wallace, 2008). Nedbrytning av komplexa ämnen sker ofta i flera steg, där de olika stegen utförs av olika mikroorganismer. I akvatiska miljöer finns stora mängder mikroorganismer,

mellan 10^6 - 10^9 per cm^3 (Jeon & Madsen, 2013). Om aerob nedbrytning är fullständig är slutprodukten koldioxid och vatten men även ofullständig nedbrytning kan leda till minskad toxicitet. Det finns dock även exempel på ämnen vars giftighet kan öka efter ett första nedbrytningssteg (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008)

Vid optimala förhållanden använder mikroorganismer de organiska föroreningarna som kol- och energikälla och populationen ökar vilket leder till ökad nedbrytning (Jeon & Madsen, 2013). Vissa bakterier kan använda nästan vilket organiskt ämne som helst som kolkälla och i miljöer med hög mikrobiell komplexitet kan även i vanliga fall svårnedbrytbara föroreningar brytas ned (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008).

Rening av vatten som förorenats av organiska miljögifter med hjälp av mikroorganismer kan göras på flera sätt. Det finns exempel då speciella mikroorganismer tillsätts för att bryta ned specifika miljögifter. Effekten av detta varierar och det kan vara svårt att få de mikroorganismer som tillsätts att överleva i den specifika miljön (Perelo, 2010). Lakvatten innehåller dessutom en stor mängd olika ämnen, varav många okända. Ett annat alternativ är att stimulera nedbrytningen som befintliga mikroorganismer står för. Detta kan till exempel ske genom att faktorer som är begränsande för mikroorganismer påverkas. Om exempelvis låga fosforhalter begränsar tillväxten av en organism kommer tillsats av fosfor att öka populationen tills något annat näringsämne blir begränsande. Däremot har tillsats av näringsämnen som inte är begränsande inte har någon effekt på populationen (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008).

Angelidaki, Mogensen och Ahring (2000) studerade biologisk nedbrytning av organiska miljögifter i slam, sediment, förorenade jordar och lakvatten i laboratorium. Nedbrytning av PAH, ftalater, LAS och NPE studerades under aeroba och anaeroba förhållanden i olika medier. I lakvatten studerades endast ftalater, som där bröts ned under såväl aeroba som anaeroba förhållanden. Resultaten visade att nästan samtliga föroreningar kunde brytas ned effektivt under aeroba förhållanden medan endast några bröts ned under anaeroba förhållanden. Val av medium påverkade i sofliga fall graden av nedbrytning, exempelvis skedde aerob nedbrytning av en av de undersökta ftalaterna endast i lakvatten (Angelidaki, Mogensen, & Ahring, 2000).

PAH kan brytas ned både aerobt och anaerobt (Haritash & Kaushik, 2009). Graden av nedbrytning beror bland annat på pH, temperatur, syremängd och mikrobpopulation, kemisk struktur och tillgång till näringsämnen. Flera olika bakterier, i de flesta fall aeroba, har konstaterats kunna bryta ner PAH, bland annat *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas fluorescens*, *Mycobacterium* spp., *Haemophilus* spp., *Rhodococcus* spp. och *Paenibacillus* spp. Även vissa svampar, alger och enzymer kan bryta ned PAH (Haritash & Kaushik, 2009). Mikroorganismer som isolerats från ett vattendrag kraftigt förorenat av PAH har visats kunna bryta ned treringade fenantren effektivt, utan tillgång till andra kol- eller energikällor (Romero, Cazau, Giorgieri, & Arambarri, 1998).

Anaerob nedbrytning av två- och treringade PAH har konstaterats men är inte lika effektiv som aerob nedbrytning (Kadlec & Wallace, 2008). I de flesta sediment finns mikroorganismer närvarande som kan bidra till anaerob nedbrytning av PAH, om än i låg skala, och vid ökade föroreningshalter ökar även aktiviteten hos de nedbrytande mikroberna (Haritash & Kaushik, 2009). Inte all PAH är tillgänglig för biologisk nedbrytning. Den fraktion som ej är tillgänglig för nedbrytning står i jämvikt med den fraktion som är tillgänglig. Den andel som är tillgänglig för nedbrytning är större i vattenfas än då PAH är bundna i jord eller i sediment (Baboshin &

Golovleva, 2012). Detta innebär att PAH med två eller tre ringar som generellt är mindre hydrofoba bryts ned mer effektivt än PAH med fler ringar.

Aerob bakteriell nedbrytning av PAH sker inne i bakteriernas celler (Baboshin & Golovleva, 2012). PAH diffunderar in i cellen där hydroxylering av en av de aromatiska ringarna sker, katalyserat av enzymer. Detta innebär att en väteatom ersätts av en hydroxylgrupp vilket ökar vattenlösligheten. Vissa enzymer kan katalysera hydroxylering av en stor mängd olika PAH, medan andra enbart kan katalysera PAH med låg molekylvikt. Hydroxyleringen är en irreversibel reaktion, den första i nedbrytningen, och spelar stor roll för graden av nedbrytning (Baboshin & Golovleva, 2012). Produkterna som bildas kan därefter brytas ned fullständigt till CO₂ och vatten, antingen av samma bakterier eller av andra mikroorganismer. De produkter som bildas är mer lättnedbrytbara än de hydrofoba PAH men i vissa fall kan mellanprodukterna, som ibland själva är miljöfarliga, ackumuleras. En faktor som kan bidra till både ökad och minskad nedbrytning av ett PAH är närvaron av andra PAH. Dels så kan de konkurrera om den aktiva ytan hos enzymerna som står för hydroxyleringen och dels så kan de öka nedbrytningen genom kometabolism samt genom att bidra till en ökning av de mikroorganismer som står för nedbrytningen. En annan faktor är sammansättningen av mikroorganismer. En mer blandad bakteriekultur bryter ner PAH mer effektivt, speciellt vid en blandning av olika PAH (Baboshin & Golovleva, 2012). Ytterligare en faktor som kan påverka graden av nedbrytning är om den mikrobiella floran tidigare varit i kontakt med PAH och därmed kunnat anpassa sig, något som leder till ökad nedbrytning jämfört med om så inte är fallet (Haritash & Kaushik, 2009).

Vid studier av organiska föroreningar i fyra olika lakvatten i Göteborgsområdet studerades tre olika PAH: naftalen, fenantren och fluoranten. Tvåringade naftalen befann sig till största delen löst i vatten medan tre-ringade fenantren och fyrringade fluoranten till största delen var bundna till partiklar och därmed mindre tillgängligt för biologisk nedbrytning (Kalmykova, Björklund, Strömvall, & Blom, 2013).

Lau et. al. (2003) undersökte hur ett tillskott av svampkompost, en biprodukt från svampodling med högt innehåll av näringsämnen och enzymer, påverkade nedbrytningen av löst PAH i laborietester. Minskningen av PAH-halter var betydligt större i de prover som behandlats med svampkompost. I obehandlade prover stod adsorption till partiklar för den största delen av minskningen medan biologisk nedbrytning var den klart viktigaste mekanismen i de behandlade proverna. Adsorptionen stod för störst andel av den totala minskningen för tre-ringade fenantren medan den biologiska nedbrytningen var högre för tvåringade naftalen, femringade benzo(a)pyren och sexringade benzo(g,h,i)perylene. Graden av biologisk nedbrytning ökade med ökad temperatur och fullständig nedbrytning skedde av tre av fyra PAH vid 50° C. Vid den lägsta undersökta temperaturen, 5° C, varierade graden av nedbrytning mellan omkring 30 % av den totala PAH-halten för fenantren till över 90 % för naftalen (Lau, Tsang, & Chiu, 2003).

2.8. Behandlingsmetoder för lakvatten

Vilken reningsteknik som används vid en deponi beror på en rad olika faktorer, till exempel deponins lokalisering, innehåll i lakvattnet, mängden lakvatten, typ av recipient och ekonomi. Val av reningsteknik påverkas även av vilka krav som ställs från tillståndsmyndigheter. Reningsmetoder kan delas upp i biologiska metoder samt mekaniska och kemiska reningsmetoder. Biologiska metoder kan vara antingen låg- eller högteknologiska (Modin, 2012). Exempel på lågteknologiska system är luftad damm, våtmark och olika typer av infiltrationssystem. Lågteknologiska system är ofta passiva, vilket innebär att de sköter sig

själva, utan betydande tillskott av energi eller kemikalier. Högteknologiska system kan exempelvis vara SBR, system med olika typer av filter eller aktivt slam. Exempel på mekaniska och kemiska system är kemisk fällning, flockning, omvänd osmos och sandfilter (Naturvårdsverket, 2008). Biologiska metoder fokuserar ofta mer på organiskt material och näringsämnen medan mekaniska och kemiska system ofta fokuserar mer på svårnedbrytbart organiskt material, organiska miljögifter och tungmetaller. Dessa används ibland som ett första steg, för att förbättra förhållandena för biologisk rening (Modin, 2012). För gamla deponier är det vanligt med förhållandevis passiva system som luftad damm och sedimentering, våtmarker och liknande medan SBR och kemisk fällning mest förekommer vid moderna deponier (Fagerqvist, 2014).

Fördelar med mer passiva system är lägre kostnad och lägre underhållsbehov. Med tanke på den långa tid som rening av lakvatten kan behöva pågå efter att en deponi avslutats är det även en praktisk fördel med system som kräver så lite underhåll som möjligt.

I en rapport från RVF (numera Avfall Sverige) baserad på rapportering från 148 kommunala deponier som var i drift 2003 sammanställdes statistik över reningsmetoder för lakvatten. De flesta av deponierna påbörjades under 1970-talet och de allra flesta anläggningarna tog emot hushållsavfall (RVF, 2004). Under 2013 deponerades hushållsavfall på 47 anläggningar i Sverige, alltså har en stor del av anläggningarna i undersökningen avslutats eller slutat ta emot hushållsavfall. Av de anläggningar som behandlade lakvattnet lokalt användes luftad damm i en majoritet av anläggningarna, antingen som enda metod eller som en av flera reningsmetoder (Tabell 1).

Tabell 1. Reningstekniker vid svenska deponier. (RVF, 2004)

Reningsteknik	Antal anläggningar
Luftad damm	86
Avledning till avloppsreningsverk	84
Bevattning av mark-/växsystem	37
Återpumpning till deponi	29
Infiltration	28
Översilning	18
Markbädd	14
Kemisk fällning	9
SBR	4
Mekanisk rening	4

Sammanställningen behandlar deponier som var i drift under 2003 vilket innebär att gamla deponier som ej omfattas av deponeringsförordningen alltså ej är med. Den visar dock på metoder för lakvattenrening som används i Sverige. Någon sammanställning över vilka behandlingsmetoder som används för äldre deponier har inte hittats. Nedan beskrivs kort några av de vanligare lågteknologiska reningsmetoderna. I Tabell 2 sammanfattas reningsfunktioner samt för- och nackdelar med metoderna.

2.8.1. Luftad damm

Lakvattnet samlas i tätade dammar där syre tillsätts genom luftning (Naturvårdsverket, 2008). Luftningen är oftast aktiv men även passiv luftning är möjlig. Dammar kan vara utformade på så sätt att det även finns syrefria zoner för denitrifikation. De ämnen som förväntas renas i en luftad damm är framför allt ammoniumkväve, som reduceras genom nitrifikation, men även organiskt material (BOD och COD) och metaller. Enligt RVF:s sammanställning användes luftad damm för rening av lakvatten vid 86 av 148 deponier vilket gjorde detta till den vanligaste behandlingsmetoden för lakvatten vid de undersökta deponierna.

Luftad damm är ofta ett förberedande reningssteg men används även som enda reningsmetod. Viktiga faktorer som påverkar effektiviteten i en luftad damm är temperatur, syrehalt och uppehållstid. Högt pH (över ca 8.3) kan leda till att kväve avgår i form av ammoniak.

För att nitrifikationen ska ske effektivt krävs tillräcklig tillväxt av nitrifierande mikroorganismer. Faktorer som kan försämra nitrifikationen är låg syrehalt (RVF, 2003), att uppehållstiden är för kort, eller att temperaturen är alltför låg (Avfall Sverige, 2007). Även nitrifikationshämmande ämnen i lakvattnet kan påverka nitrifikationen (RVF, 2003).

Nedbrytning av organiskt material (BOD och COD) kan ske i luftade dammar men kräver tillräckliga syremängder för tillväxt av mikroorganismer. Hög tillgång på fosfor och BOD kan leda till ökad nedbrytning av COD. (Eriksson, 2005)

Vid luftning av vattnet kan exempelvis järn och mangan oxideras från 2-värd till 3-värd och falla ut som hydroxider (Avfall Sverige, 2007).

2.8.2. Avledning till avloppsreningsverk

Enligt RVF:s sammanställning skickade 84 av 148 deponier lakvatten till reningsverk. Detta gjorde metoden till den näst vanligaste, efter luftad damm. Ofta föregås rening i avloppsreningsverk med ett reningssteg i anslutning till deponin, exempelvis luftad damm.

Reningen i avloppsreningsverk sker ofta i flera olika steg, både kemiska och biologiska. Reningen är ofta hög för suspenderat material, organiskt material, kväve, tungmetaller och organiska miljögifter (Naturvårdsverket, 2008). Flera problem finns med överföring av lakvatten till avloppsreningsverk. Reningsverk byggs för rening av avloppsvatten vilket innebär att reningen är anpassad för en annan typ av vatten än lakvatten. Ett annat problem är att föroreningar från lakvatten kan påverka möjligheterna att använda slammet för gödning, ytterligare ett att ämnen i lakvattnet kan hämma vissa reningsprocesser (Naturvårdsverket, 2008). Många reningsverk vill Revaq-certifieras för att öka avsättningsmöjligheterna för slam till jordbruket. Revaq är ett certifieringssystem som arbetar för att minska mängden farliga ämnen i reningsverk och på så sätt möjliggöra en hållbar återföring av fosfor. Enligt reglerna för Revaq-certifiering ska bortkoppling av lakvatten från reningsverk alltid vara huvudalternativet (Svenskt Vatten, 2014). Om detta inte är möjligt måste lakvatten som tillförs reningsverket karakteriseras och uppfylla krav med avseende på föroreningsinnehåll. Femton olika prioriterade ämnen ska kontrolleras i lakvattnet: tri(butoxyetyl)fosfat, fyra olika ftalatestrar, perfluoroktansulfonat, antracen, benzo(a)pyren, 4-nonylfenol, två olika bromerade flamskyddsmedel samt alifater (WSP, 2014). Dessa ämnens bidrag till slammet ska beräknas baserat på halter i lakvattnet och mängden lakvatten. Bidraget får inte överstiga 1 % av en bestämd risknivå. För de ämnen som anses vara persistenta får lakvatten dessutom inte bidra

med mer än 1 % av den uppmätta halten av ämnet i slammet. Nyanslutning av lakvatten till reningsverk med Revaq-certifiering är inte tillåten.

2.8.3. Bevattning av mark-/växtsystem

Bevattning av mark- eller växtsystem användes på 37 av 148 deponier i Avfall Sveriges undersökning. Metoden innebär att exempelvis energiskog bevattnas med uppsamlat lakvatten. På så sätt minskar mängden lakvatten samtidigt som minskning av vissa ämnen sker genom sorption till markpartiklar och nedbrytning utförd av markorganismer. Metoden kombineras oftast med dammsystem. Nackdelar med metoden är att stora ytor krävs samt att de växter som skördas inte kan användas annat än i avfallsförbränningsverk eftersom de kan innehålla höga föroreningshalter (Naturvårdsverket, 2008).

2.8.4. Översilning

Översilning innebär att lakvattnet passerar längs en sluttande, bevuxen yta innan det samlas upp och släpps ut i recipienten. Vattnet syresätts, vilket skapar goda förhållanden för nitrifikation. Dessutom kan metaller och organiskt material fastläggas i växtligheten. (Naturvårdsverket, 2008)

2.8.5. Markbädd

I en markbädd filtreras lakvattnet genom en sandbädd där en biologisk film bryter ner suspenderat material och organiskt material. Nitrifikation och denitrifikation kan ske på olika höjd i bädden. Även metaller kan renas till viss del. Denna metod används ofta som komplement till andra reningsmetoder. (Naturvårdsverket, 2008)

2.8.6. Våtmark

I en konstruerad våtmark sker ofta såväl nitrifikation som denitrifikation. För att nitrifikation ska ske effektivt krävs aeroba förhållanden, vilket kan skapas med lågt vattendjup och växtlighet som tillför syre. I zoner där denitrifikation ska ske krävs anaeroba förhållanden, vilka kan skapas genom större djup. Denitrifikation kräver även en kolkälla, vilket växtligheten kan användas som. Även sedimentation sker (Naturvårdsverket, 2008). Nedbrytning av organiska miljögifter kan ske i konstruerade våtmarker men effektiviteten varierar kraftigt. Det finns exempel på våtmarker där kraftiga minskningar av organiska miljögifter skett både genom biologisk nedbrytning samt sorption och sedimentation, men även exempel där mängderna organiska miljögifter inte minskar alls (Kadlec & Wallace, 2008).

2.8.7. Jämförelse mellan reningsmetoder

I Tabell 2 nedan sammanfattas för- och nackdelar med en rad behandlingsmetoder. Sammanställningen är till stor del baserad på reningsresultat från sju olika svenska deponier, vilka i sin tur sammanställts av Avfall Sverige (2012). För- och nackdelar med att skicka vattnet till avloppsreningsverk förutsätter att reningsverket redan existerar och avser sådant som tillkommer, utöver reningsverkets normala verksamhet.

Tabell 2. Exempel på reningstekniker för gamla deponier. Baserat på sammanställning i *Avfall Sveriges Deponihandbok (2012)* om inte annan källa anges.

Metod	Reningsfunktion	Fördelar	Nackdelar
Luftad damm	Viss rening av BOD och metaller Osäker rening av COD	Låg kostnad Låg personalinsats Låg tekniknivå Kräver måttliga ytor Lågt kemikaliebehov Lågt deponeringsbehov	Kräver effektiv luftning (Naturvårdsverket, 2008) Temperaturberoende (Naturvårdsverket, 2008) Kräver i regel kompletterande reningstekniker
Avledning till avloppsreningsverk	God rening av BOD, ammonium och metaller Viss rening av COD	Effektiv rening Måttlig investeringskostnad men låg driftkostnad Låg personalinsats Måttlig tekniknivå Litet ytbehov Lågt kemikaliebehov Måttligt deponeringsbehov Måttligt energibehov	Ämnen i lakvattnet kan hämma reningsprocesser (Naturvårdsverket, 2008) Avsättningsmöjligheter för bioslam kan minska (Naturvårdsverket, 2008)
Bevattnings av mark-/växsystem	Viss rening av BOD, COD, ammonium och metaller	Växterna kan utnyttjas för energiproduktion (Naturvårdsverket, 2008) Låg kostnad Låg personalinsats Låg tekniknivå Lågt kemikaliebehov Lågt deponeringsbehov Lågt energibehov	Säsongsb beroende (Naturvårdsverket, 2008) Växterna behöver omhändertas (Naturvårdsverket, 2008) Om föroreningshalterna är höga kan markorganismerna skadas (Naturvårdsverket, 2008) Stort ytbehov Kan krävas kompletterande reningstekniker

Metod	Reningsfunktion	Fördelar	Nackdelar
Översilning	Viss rening av BOD, COD, ammonium och metaller	Låg kostnad Låg personalinsats Låg tekniknivå Lågt kemikaliebehov Lågt energibehov	Infiltrationsbrunnar kan sättas igen (Naturvårdsverket, 2008) Stort ytbehov Kräver i regel kompletterande reningsmetoder
Våtmark	Viss rening av BOD, COD, organiska miljögifter, ammonium och metaller	Måttlig investeringskostnad men låg driftkostnad Låg personalinsats Låg tekniknivå Lågt kemikaliebehov Lågt deponeringsbehov Lågt energibehov	Kan krävas kompletterande reningsmetoder Stort ytbehov

2.9. Exempel på effekter av reningssystem

Det finns relativt få studier av effekter av olika reningssystem med avseende på enskilda organiska föroreningar jämfört med effektivitet avseende organiska summaparametrar. Thörneby, Mathiasson, Mårtensson och Hogland (2006) studerade reningseffekten med avseende på bland annat organiska föroreningar, metaller och ammonium i ett reningssystem för lakvatten från den kommunala deponin Moskogen utanför Kalmar. Deponin togs i drift under 70-talet och är fortfarande aktiv. Reningsystemet består av tre dammar i följd, varav den första är luftad, följt av ett mark-/växsystem. Dammarnas ytor är 1,5; 2,7 och 2,6 ha. Reningen av 25 olika organiska ämnen eller grupper av ämnen studerades. 15 olika PAH identifierades i lakvattnet före reningen. Reningen med avseende på PAH var mycket god efter den första dammen och samtliga 15 PAH var under detektionshalten efter den andra och tredje dammen. Av de 25 analyserade organiska ämnena eller grupperna hade 17 en reningsgrad högre än 97 % efter alla reningsstegen, fyra hade en reningsgrad på mellan 81-97 % medan en grupp, ftalater, renades till 40 %. Halten av ftalater var dock så låg att de inte utgjorde något miljöhot. För såväl organiska ämnen som metaller var reningen hög redan före mark-/växsystemet och det största problemet efter reningsdammarna var ammoniumkvävet, som renades effektivt i mark-/växsystemet till halter nära noll. Metaller och organiska ämnen renades i hög grad redan i den första, luftade dammen, vilket till stor del antas bero på att ämnena som följd av luftningen faller ut tillsammans med järn. (Thörneby et al. 2006)

Rögleddeponin utanför Lund är en mindre, avslutad och sluttäckt deponi där lakvattnet renas i ett dammsystem med två sammankopplade dammar. Mätningar som utförs enligt kontrollprogrammet för deponin visar att reningen av ammonium, mangan och järn fungerar dåligt. Ingen minskning av ammonium och mangan sker i dammarna medan järnhalten minskar

något men inte till önskad nivå. Anledningar till att reningen inte fungerar som önskat tros kunna vara hög slamnivå samt låga syrgashalter i vattnet. Det är troligt att dammarna tar emot mer lakvatten än vad de klarar av att rena. Det största problemet är de höga ammoniumhalterna, i mätningar i utloppet från dammarna låg halterna mellan 10-17 mg/l vilket är betydligt högre än miljökvalitetsnormen för fiskevatten som har använts som referensvärde. (Lunds Renhållningsverk, 2014)

IVL studerade 2007 effekten av olika behandlingsmetoder på nio olika lakvatten från svenska deponier, varav fyra stycken hade luftade dammar som ett reningssteg och sex stycken våtmarker som ett reningssteg. En anläggning skickade vattnet till reningsverk, en hade en översilningsyta som ett behandlingssteg och en hade skogsbevattning som ett reningssteg. De flesta anläggningarna kombinerade flera olika reningsmetoder. Resultaten från de luftade dammarna varierade men minskningen av lättnedbrytbart organiskt material var bra så länge luftningen var tillräcklig. Det fanns exempel där organiska ämnen reducerades till mycket låga halter i luftade dammar. I våtmarkerna fungerade avskiljningen av tungmetaller och stabila, dåligt vattenlösliga, organiska ämnen bra. (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2007)

Wojciechowska (2013) studerade reningen av lakvatten med avseende på PAH och PCB i våtmarkssystem vid tre olika deponier i Polen och Sverige. Reningsgraden var god med avseende på PCB i samtliga systemen och god med avseende på PAH i två av systemen, medan halterna av PAH ökade efter reningen i det tredje systemet. Höga halter av föroreningarna i sediment indikerade att den mest bidragande orsaken till minskningen var adsorption till lösta partiklar med efterföljande sedimentering (Wojciechowska, 2013).

2.10. Exempel på lakvattensammansättning och förorening av ytvatten

Det är svårt att säkert konstatera att föroreningar orsakats av just lakvatten och det finns få exempel på ytvatten som med säkerhet har förorenats av lakvatten.

Ett exempel där utsläpp av lakvatten från en deponi tros ha orsakat skador på fisk är i sjön Molnbyggen utanför Leksand i Dalarna där störningar på fortplantningssystem hos fisk upptäcktes. Sjön låg nära den kommunala deponin Lindbodarna vilket misstänktes vara orsaken till fiskskadorna. Detta ledde till att studier utfördes på lakvattensammansättningen från deponin (IVL Svenska Miljöinstitutet, 1999), toxikologiska effekter på fisken i sjön (Noaksson, de Poorte, Linderoth, & Balk, 2000) och även till att ett projekt startades för att undersöka biomarkörer på fisk i andra sjöar som var recipienter till lakvatten (Avfall Sverige, 2011b). Närboende till sjön drev en rättsprocess mot kommunen där de krävde ekonomisk kompensation medan kommunen hävdade att skadorna hade naturliga orsaker (Sveriges Radio, 2007).

Karakteriseringen av lakvattnet presenterades i två delrapporter. I den första analyserades 21 allmänkarakteriserande parametrar, 32 metaller och andra icke-organiska föreningar, 7 metallorganiska föreningar samt 90 organiska föreningar (IVL Svenska Miljöinstitutet, 1999). Alla analyserade parametrar låg inom det normala intervallet och slutsatsen drogs att störningen på fisk inte berodde på de analyserade parametrarna. I den andra delrapporten analyserades 400 olika parametrar, däribland en stor mängd olika organiska föreningar (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2001). En stor mängd organiska miljögifter kunde konstateras i lakvattnet, varav flera aldrig tidigare hade konstaterats i lakvatten. Enligt domstolen är det sannolikt att skadorna orsakats av lakvattnet men det går inte att säkert fastställa detta (Sveriges Radio, 2007; Dalarnas

Tidning, 2009). De organiska föreningar eller grupper som säkert kunde konstateras var bensen och alkylerade bensener, alkylerade fenoler, naftalen, klorerade bensener, klorerade fenoler, bromerade flamskyddsmedel, cyanid, fenoxisyror, dietyltoluamid samt bentazon i lakvattnet och alkylerade bensener, polyaromater, di-(2-etylhexyl)ftalat, diklorbensen, diklorfenol, PCB, klorerade dioxiner och furaner, bromerade flamskyddsmedel, DDD och DDE samt cyanid i lakvattensediment. Utöver de ämnen som säkert kunde identifieras kunde en rad organiska föreningar preliminärt konstateras i både lakvatten och i lakvattensediment. De metallorganiska föreningar som säkert konstaterades i lakvattnet var metylkvicksilver och i lakvattensediment metylkvicksilver samt tennorganiska föreningar. En rad metaller kunde konstateras säkert i såväl lakvattnet som i lakvattensediment. (IVL Svenska Miljöinstitutet, 1999; IVL Svenska Miljöinstitutet, 2001)

I studier på fisk i Molnbyggen kunde reproduktionsstörningar konstateras hos honor av arterna abborre, gädda, mört och bäckröding (Noaksson et al. 2000). Resultaten tyder på att fisken påverkats av organiska miljögifter från deponin. I en studie studerades hormonstörande effekter hos bäckröding i Vadbäcken, som förorenats av lakvatten från deponin och har sitt utlopp i Molnbyggen, samt gädda i sjöarna Yxen, uppströms Molnbyggen, och Kvarntjärn, nedströms Molnbyggen (Noaksson, Linderöth, Bosveld, Norrgren, Zebühr & Balk, 2003). I Vadbäcken konstaterades samma typer av hormonstörningar hos bäckröding som i Molnbyggen medan inga störningar kunde konstateras i de båda sjöarna.

I en studie utförd av IVL Svenska Miljöinstitutet (2000b) studerades sammansättning av 11 olika obehandlade lakvatten från deponier i den metanogena fasen. Ett prov har tagits från varje deponi, vilket innebär att variationer i lakvattensammansättning över tid samt mellan olika delar av deponierna inte syns i resultaten. En sammanställning av värden från studien finns i Tabell A3.1 i Appendix 3.

Kjeldsen och Christophersen (2001) sammanställde provtagning av lakvatten från 106 gamla, mindre deponier i Danmark. De undersökta deponierna innehöll alla till största delen hushållsavfall. En sammanställning av värden från studien finns i Tabell A3.2 i Appendix 3.

2.11. Referensvärden

För lakvatten som släpps ut i en recipient finns det inga givna gränsvärden att jämföra med för att avgöra om reningen är tillräcklig. Detta avsnitt innehåller en genomgång av olika referensvärden som kan användas för att bedöma vilken nivå halterna av de olika ämnena som undersöks ligger på. Dessa värden används i Kapitel 4 där de jämförs med provresultaten från St. Hans. En sammanställning av de referensvärden som använts vid jämförelsen finns i Tabell A3.3-A3.9 i Appendix 3.

I dotterdirektivet (2008/105/EG) till EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) listas 45 olika prioriterade ämnen och ämnesgrupper, varav 21 är markerade som prioriterade farliga ämnen. Dessa ämnen och grupper har EQS-värden som anger koncentrationer som inte får överskridas i vatten, sediment eller biota, dels som årsmedelvärden och dels som maximal tillåten koncentration. Bland dessa prioriterade ämnen och ämnesgrupper finns bland annat kadmium, bly, nickel, bensen, PAH och dioxiner. EQS-värden finns dels för årsmedelvärde och dels för maximal tillåten koncentration.

Åtta olika PAH ingår i listan över prioriterade ämnen. Bens(a)pyren, benso(b)fluoranten, benso(g,h,i)perylene, benso(k)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren är listade som en gemensam

grupp medan antracen, fluoranten och naftalen listas separat. Antracen och den gemensamma gruppen är fastställda som prioriterade farliga ämnen (2013/39/EU). Listan med prioriterade ämnen samt EQS-värden för de PAH som är med på listan finns i Tabell A3.3 respektive A3.4.

För ammonium i ytvatten finns inga generella gränsvärden. För fiskevatten finns gränsvärden angivna i Förordning om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten (SFS 2001:554). Gränsvärdet för ammonium i laxfiskevatten är 1 mg/l, vilket visas i Tabell A3.8.

Gränsvärden för dricksvattenkvalitet anges i Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). Två olika nivåer finns för dessa gränsvärden: Tjänligt med anmärkning och Otjänligt. Gränsvärden som använts i jämförelsen visas i Tabell A3.6.

För deponier som omfattas av tillståndskrav fastställs villkor av tillståndsmyndigheten. I Tabell A3.5 visas exempel på villkor som fastställts i domstols fram till 2007, dels för utsläpp av lakvatten i en sötvattensrecipient och dels för två saltvattenrecipienter (Avfall Sverige, 2012).

I Myndigheten för samhällsskydd och beredskaps databas RIB - farliga ämnen finns information om farliga ämnen. Bland annat listas toxikologisk data, som LC_{50} för fisk och *Daphnia magna*, EC_{50} för *Dahnia magna*, IC_{50} för alger samt biokoncentrationsfaktor (MSB, 2014). I Tabell A3.9 visas de toxikologiska data som använts i jämförelsen.

Den kanadensiska miljömyndigheten har tagit fram riktlinjer för vattenkvalitet för bland annat ytvatten (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014). I dessa anges riktvärden på lång och kort sikt för en stor mängd olika ämnen. Dessa riktvärden finns för såväl mark och vatten. Eftersom klimatet i Kanada har många likheter med det svenska så bedöms riktvärdena vara relevanta att använda. I Tabell A3.7 visas de riktvärden som använts i jämförelsen.

3. Behandling av lakvatten från St. Hans

I detta kapitel behandlas reningssystem för lakvatten från den nedlagda kommunala deponin St. Hans i Lund. Efter en kort historik över området beskrivs tidigare utredningar samt de åtgärder som tidigare har utförts. Därefter beskrivs provtagningen som har utförts som en del i detta examensarbete.

3.1. Historik

Mellan 1947 och 1968 användes området vid St. Hans backar som deponi för bland annat hushållsavfall (Melica, 2008a). Tidigare passerade två bäckar genom området som senare blev en deponi. De två bäckarmarna möttes ungefär mitt på deponin. Idag är bäckarmarna kulverterade från källorna i Norra Fäladen i öster och Möllevången i söder, genom hela deponin och vidare till andra sidan järnvägen (Melica, 2012).



Figur 4. Karta över St. Hans backar med omgivning. (OpenStreetMap, 2014)

Uppskattningen har gjorts att en tredjedel av Lunds dagvatten leds genom kulvertarna. Den bäckarm som passerar genom St. Hans bildar den södra armen av Vallkärrabäcken. Den sammanflödar i Vallkärra med bäckens norra arm, sedan vidare till Önerupsbäcken och slutligen Höje å med utlopp i havet (Melica, 2008b).

St. Hans ligger i det skånska moränområdet, har en stor andel lerpartiklar och benämns därför lermorän (Melica, 2008b).

Markanvändningen innan området började användas som deponi har varierat. Kartor från 1812 visar meandrande bäckfåror (Melica, 2008b) som 1910 hade kulverterats. Området användes vid den här tiden för jordbruk. 1947 började området användas som deponi. Det avfall som deponerades var hushållsavfall, schaktmassor, byggavfall och aska (Lunds kommun, 2012).

Den nuvarande kulverteringen av bäcken anlades i mitten av 1960-talet. Kulvertarna är placerade ungefär 42 meter över havet. Deponin breddade sig mest ut över ett 20 ha stort område. 1968 avslutades deponin och i början av 70-talet täcktes den med ett jordlager för att skapa en parkmiljö. Ett system för att samla upp dagvatten lades längs parkvägarna. Den högsta punkten är placerad ungefär 86 meter över havet. Idag är området en varierad parkmiljö med träd och annan växtlighet. Området utnyttjas flitigt av Lundaborna för motion och andra aktiviteter. Nära den gamla deponin finns ytor som används som asfaltsupplag och ytor för flisning och kompostering av parkavfall.

3.2. Tidigare utredningar och undersökningar

De senaste åren har en rad undersökningar och utredningar gjorts kopplade till St. Hans backar och vattenkvaliteten i Vallkärrabäcken. Sedan 2009 har rapporter om fiskhälsan i Vallkärrabäcken sammanställts årligen (med undantag av 2010) av Eklövs Fiske och Fiskevård. Melica har på uppdrag av Lunds Renhållningsverk utfört en rad studier av bland annat Vallkärrabäckens hydrologi, de geohydrologiska förhållandena kring St. Hans samt kemiska analyser av Vallkärrabäcken som bakgrund till de åtgärder som därefter har utförts. Hamel (2009) skrev ett examensarbete i Miljövetenskap, *Kemiska analyser i området runt Sankt Hans backar – huvudsaklig inriktning mot polycykliska aromatiska kolväten*, där förekomsten av PAH i området kring deponin undersöks. 2008 utfördes provpumpningar av gas som visade att deponin har en aktiv gasbildning med ett metaninnehåll omkring 40-45 % (Melica, 2008a).

3.2.1. Fiskundersökningar i Vallkärrabäcken

1998 upptäcktes att fisk i Vallkärrabäcken var drabbad av missbildningar på skelett och fenor (Eklövs Fiske och Fiskevård, 2014). Eftersom bäcken passerar St. Hans backar misstänktes att den gamla deponin var orsaken. Bäcken tog även emot dagvatten från asfaltsupplaget och från kompostytor. Sedan 1999 har fiskhälsan i Vallkärrabäcken undersökts med hjälp av elfiske. Undersökningar har utförts i norra grenen av bäcken, som tar emot vatten från åkermark, samt i södra grenen, som sannolikt varit förorenad av lakvatten. Resultaten från undersökningarna visar på skador på öringar i den södra grenen av bäcken, medan inga skador påvisats i den norra grenen. Det rör sig främst om skelettskador men även hormonstörande effekter har påvisats (Melica, 2008c). Att ingen missbildning påträffats i den norra grenen utesluter att skadorna orsakats av sjukdom (Eklövs Fiske och Fiskevård, 2014).

Tabell 3. Resultat från fiskhälsoundersökningar. (Eklövs Fiske och Fiskevård, 2014)

Tidpunkt	Plats	% av fisk med skador
1999	Norra grenen	0
1999	Södra grenen	29
2002	N	0
2002	S	16
2009	N	0
2009	S	10
2010	N	0
2010	S	16
2011	N	0
2011	S	17
2012	N	0
2012	S	17
2013	N	0
2013	S	15
2014	N	0
2014	S	7

2008 utfördes en fiskhälsoundersökning av Melica med hjälp av en forskargrupp från Göteborgs Universitet, som en del i Avfall Sveriges utvecklingssatsning (Melica, 2008c). I undersökningen studerades effekter av föroreningar i Vallkärrabäcken genom användning av biomarkörer. Fiskar sattes ut i den södra grenen av bäcken där fiskskador tidigare hade konstaterats, i norra grenen, som referens, samt i en dagvattendamm närmre St. Hans backar. Bland de biomarkörer som studerades fanns aktivitet av enzymet EROD, andelen röda och vita blodkroppar, hemoglobin, blodsocker, leverstorlek samt PAH-halter i gallan (Melica, 2008c).

Resultaten visade på kraftig påverkan på fiskhälsan i den södra grenen. Den tydligaste skillnaden var betydligt högre EROD-aktivitet hos fiskarna i den södra grenen av bäcken och i dammen jämfört med fiskarna i den norra grenen. Detta orsakas av organiska ämnen inom gruppen PCB, DDT, dioxiner och PAH. Även förhöjda PAH-värden i gallan kunde konstateras. Vissa skillnader fanns i påverkan på fisk i södra grenen och dammen, bland annat så var leverstorleken kraftigt förhöjd i dammen och blodvärdena lägre. Detta tyder på att sammansättningen av ämnen som påverkar fiskhälsan inte är densamma i den södra grenen som i dammen. Skillnaderna mellan södra och norra grenen av bäcken bekräftade resultaten från de fiskundersökningar som tidigare hade utförts (Melica, 2008c). Inga effekter orsakade av metaller kunde konstateras i fiskhälsoundersökningarna. Vid traditionell provtagning av de organiska ämnen som kan orsaka förhöjd EROD-aktivitet kunde endast PAH konstateras över detektionsgränsen. Vidare provtagning fokuserade därför på denna ämnesgrupp (Hamel, 2009).

3.2.2. Kemiska analyser

Under hösten 2008 genomfördes provtagning av vatten och sediment såväl nedströms som uppströms deponin (Hamel, 2009). Analysen gav inget entydigt svar på orsaken till fiskskadorna. Höga halter av PAH konstaterades i ett dike vid Sliparebacken intill deponin, som misstänktes ta emot lakvatten samt vatten från asfaltsupplaget och kompostytor (Hamel, 2009). I bottensediment i två dammar nedströms deponin kunde varken PAH eller PCB konstateras men oljeinnehåll registrerades vid båda provtagningspunkterna (Melica, 2008b). I sediment från en lakvattenledning överstegs gränsvärdet för bekämpningsmedlet round-up medan PAH och alifater låg under detektionsgränsen. Lakvattnet var kraftigt rödfärgat och flödet lågt med högt innehåll av suspenderad substans. Vid materialprover från asfaltsupplaget och komposten kunde PAH och alifater konstateras i samtliga prover (Melica, 2008b).

Hamel (2009) drar slutsatsen att halterna av PAH är låga och att de troligen inte är huvudorsaken till fiskskadorna men att de kan vara en del av förklaringen.

Den huvudsakliga föroreningskällan och den huvudsakliga orsaken till skadorna kan ej bestämmas baserat på de mätningar som gjordes (Hamel, 2009). Storskalig regional spridning och naturligt förhöjda halter kan dock uteslutas eftersom det enbart är i södra förgreningen av Vallkärrabäcken som fiskskador konstaterats. Den mest troliga förklaringen till fiskskadorna antas vara lokala punktkällor, som lakvattnet från deponin, insamlat dagvatten, asfaltsupplaget eller komposten.

Hamel (2009) nämner även att tidigare försök visat att det är svårt att bestämma exakt vilka ämnen som orsakar fiskskador men att det inte alltid är nödvändigt för att minska skadorna.

Resultaten från mätningarna av PAH ger inget entydigt svar på källan till PAH-föroreningen. Sammansättningen av de 16 studerade PAH varierar inte nämnvärt mellan de olika mätpunkterna vilket tyder på att de kan ha samma ursprung. (Hamel, 2009)

3.3. Åtgärder vid St. Hans backar

En rad olika åtgärder har utförts kring St. Hans backar under 2013 och 2014. Figur 5 visar en översiktlig karta över området och de åtgärder som utförts. Täckningen av deponin har förbättrats, dagvattenledningar har dragits om, lakvatten samlas upp och renas i reningsdammar och deponigas samlas upp i gasbrunnar där torvbäddar oxiderar metangasen.

Före dessa åtgärder fanns i stort sett ingen hantering av lakvatten från deponin. Melica fick 2012 i uppdrag av Lunds Renhållningsverk att projektera åtgärder för att minska den negativa påverkan på Vallkärrabäcken. Stora delar av deponin har täckts av ett lerskikt för att hindra vatten från att tränga in i deponin och ett reningssystem för lakvatten samt dagvatten från ett asfaltsupplag och kompostverksamhet har konstruerats. Det gamla dagvattensystemet som passerade genom deponin och kunde leda dagvatten in i deponin och på så vis öka lakvattenbildningen har ersatts av ett nytt. Dessutom har en konstruerad bäck norr om deponin dragits om för att klara av högre flöden. (Melica, 2014a)



Figur 5. Karta över St. Hans backar och de åtgärder som vidtagits. (Lunds kommun, 2014)

Reningsdammarna syns i det högre vänstra hörnet på kartan i Figur 5 och är numrerade från 2-7. Tre olika vatten pumpas till reningsdammarna: lakvatten från lakvattenpumpen, dagvattenpumpen pumpar dagvatten från asfaltsytor och komposttytor från dammen som är utsatt strax nedanför reningsdammarna samt kompostvattenpumpen som pumpar dagvatten från komposttytor från dammen strax till vänster om den nedersta reningsdammen.

3.4. Metod för lakvattenrening vid St. Hans

Eftersom organiska ämnen är den grupp ämnen i lakvattnet från St. Hans som tros orsaka de största problemen så är reningen av dessa ett prioriterat område. Det är dock inte känt vilket eller vilka ämnen som orsakar problemen, varför det är viktigt att reningen renar ett brett spektrum av ämnen. Såväl lakvattnet som dagvatten från komposttytor och asfaltsupplaget renas i samma system, som består av dammar som syresätts mellan dammarna genom passiv luftning när vattnet passerar så kallade t-stöd.



Figur 6. Reningsdammarna vid St. Hans backar.

I dammarna renas vattnet från ammoniumkväve genom nitrifikation, men även organiskt material (BOD och COD) och metaller. I reningsdammarna vid St. Hans är tanken att mikroorganismer ska bryta ner de organiska ämnen som tros vara orsaken till fiskskadorna. Näringstillskottet från kompostvattnet är tänkt att leda till ökad bakterietillväxt, och växtligheten i dammarna skapar goda förutsättningar för mikroorganismer. Systemet är passivt och kräver relativt lite underhåll vilket är en fördel med tanke på såväl ekonomiska som praktiska aspekter.

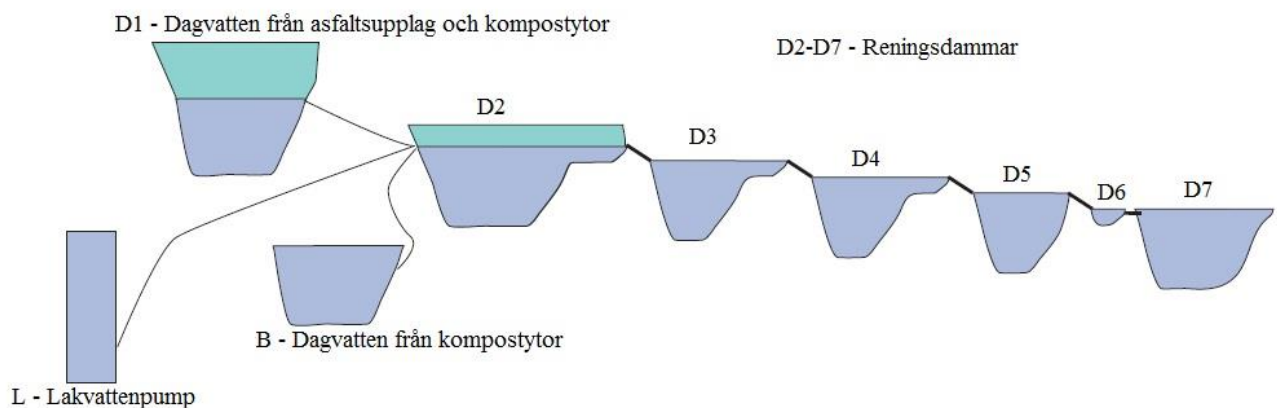
Det insamlade lakvattnet pumpas från en pumpbrunn till ytterligare en brunn där det blandas med dagvatten från en yta med flisning och kompostering av parkavfall. Även dagvatten från kompostytor och ett asfaltsupplag leds till samma brunn, men hålls skilt från lak- och kompostvattnet. Från brunnen leds vattnet till reningsdammarna. Reningsystemet består av sex dammar i följd och anlades hösten 2013. Dammarna fylldes först med dagvatten innan pumpningen av lakvatten påbörjades i mars 2014. Uppehållstiden i dammarna uppgår totalt till omkring 100 dagar. I dammarna finns växtlighet som står för det främsta syretillskottet under de produktiva delarna av året. Tanken med syresättningen är att syrgashalterna även under vinterhalvåret ska vara tillräckligt höga för att nitrifikation ska kunna ske, för att ge goda förhållanden för nedbrytning av organiskt material och för att tvåvärt järn ska oxideras till trevärt järn och fällas ut. Från den sista dammen leds vattnet vidare till recipienten. Nedströms St. Hans passerar vattnet ytterligare en damm som funnits där sedan tidigare.

3.5. Provtagning, hösten 2014

Under hösten 2014 har provtagning utförts vid fyra tillfällen, med ungefär en månads mellanrum. Provtagningen har planerats av Melica och sedan utförts tillsammans med Melica som en del i arbetet med detta examensarbete.

Under sommaren tömdes dammarna när en vegetationsmatta placerades på botten för att sedan fyllas upp med vatten från dricksvattennätet, vilket innebär att vattnet i de senare delarna av reningsystemet inte kom från deponin, asfalt- eller kompostytorna. Vilka ämnen som analyserats och vid vilka mätpunkter har varierat en del men vid samtliga mätningar har ett

grundpaket med vissa parametrar ingått, såsom näringsämnen, alkalinitet, turbiditet och COD. Olika metaller har analyserats och vid vissa tillfällen även en rad tungmetaller. Vid vissa tillfällen har även 15 olika PAH analyserats samt fem olika summaparametrar: cancerogena PAH, PAH med hög molekylvikt, PAH med medelhög molekylvikt, PAH med låg molekylvikt och övriga PAH. Vid ett tillfälle, den 25 november, togs vattenprover för mer omfattande analys av lakvatteninnehållet, bland annat av en stor mängd organiska föroreningar och även BOD. Figur 7 visar en enkel översikt av reningssystemet med provtagningspunkterna utsatta. L är lakvattenpumpen, B innehåller dagvatten från komposteringsverksamheten, D1 innehåller dagvatten från asfaltsupplaget och kompostytor och D2-D7 är reningssdammar med blandat vatten från L, D1 och B. D7 är den damm som ligger överst, något till höger om de övriga på kartan i Figur 5.



Figur 7. Reningssdammarna vid St. Hans. L är lakvattenpumpen, B är en damm som innehåller kompostvatten, D1 innehåller dagvatten från asfaltsupplaget och kompostytor, D2-D7 är reningssdammar med blandat vatten från L, D1 och B. (Melica, 2014b)

Provtagningen planerades för att följa ett vattenpaket, för att kunna studera reningseffekten utan att variation i lakvatteninnehåll ska påverka resultaten. Provtagningen skulle alltså ske i "samma" vatten. I Tabell A1.1 i Appendix 1 finns ett provtagningsschema som visar vilka parametrar som ingått vid provtagningen samt vid vilka datum och i vilka provtagningspunkter den har utförts. Analys av vattenprover har utförts av Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping. Lakvattenprovet 2014-11-25 analyserades av Eurofins Analytico i Barneveld, Nederländerna.



Figur 8. Till vänster: provtagning vid t-stöd mellan reningsdamm 2-3. Till höger: provtagningsutrustning

Syrgasmätningar utfördes på plats med syrgaselektrod. Mätningarna utfördes i två olika punkter i varje reningsdamm i D2-D5, en punkt nära inloppet (a) och en punkt nära utflödet (b), samt i en punkt i vardera D7, B och D1. I varje punkt utfördes mätningar på två olika djup, 0,5 meter och 1,5 meter. Vid de två senaste mätningarna hade djupen ändrats till 0,3 meter och 1,3 meter. Syrgashalt, syrgasmättnad och temperatur uppmättes. Vid mätningarna i november och december mättes även syrgashalter före och efter t-stöden för att undersöka om de ger önskad effekt.

4. Resultat från provtagning vid St. Hans backar

Resultat från provtagningarna vid St. Hans backar finns bifogade i Tabell A2.1-A2.6 i Appendix 2. I detta kapitel presenteras utvalda delar av resultaten.

De parametrar som presenteras är antingen parametrar som är av intresse för att utvärdera resultaten av reningen i St. Hans, parametrar där mätresultaten är anmärkningsvärda i förhållande till gräns- eller referensvärden eller parametrar som på annat sätt är av intresse för den efterföljande diskussionen. Resultaten presenteras under rubrikerna ”Näringsämnen”, ”Metaller”, ”Organiskt material”, ”Organiska miljögifter”, ”Syrgasmätningar” samt ”Flöden”.

De halter som uppmätts vid provtagningstillfällena har jämförts med en rad olika gräns- och referensvärden. De har presenterats mer omfattande i kapitel 2.10 och listas nedan. Samtliga referensvärden som har använts finns sammanställda i Appendix 3.

- Halter i 11 obehandlade, metanogena lakvatten från svenska deponier från en studie av IVL Svenska Miljöinstitutet (2000) (Tabell A3.1).
- Halter i 106 obehandlade lakvatten från gamla danska deponier från en studie av Kjeldsen och Christophersen (2001) (Tabell A3.2).
- EQS för ämnen på EU:s lista över prioriterade ämnen inom vattenpolitikens område (2013/39/EU). Årsmedelvärde och max tillåtna koncentration för inlandsytvatten (Tabell A3.3-A3.4).
- Exempel på villkor för utsläpp av lakvatten i olika typer av recipienter som fastställts i domstol fram till 2007 (Avfall Sverige, 2012). Värden från en sötvattenrecipient och två olika saltvattenrecipienter (Tabell A3.5).
- Svenska gränsvärden för dricksvattenkvalitet (SLVFS 2001:30). Två olika nivåer finns för dessa gränsvärden: Tjänligt med anmärkning eller Otjänligt (Tabell A3.6).
- Kanadensiska riktlinjer för vattenkvalitet. Riktvärden för ytvatten antingen på lång eller kort sikt. (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014) (Tabell A3.7).
- Gränsvärden för svenska fiskevatten (SFS 2001:554) (Tabell A3.8).
- Toxikologisk data från Myndigheten för samhällsskydd och beredskaps databas RIB - farliga ämnen (MSB, 2014). De referensvärden som används är LC₅₀ för fisk och Daphnia magna, EC₅₀ för Daphnia magna samt IC₅₀ för alger (A3.9).

Provtagningspunkterna förkortas enligt följande:

L - Lakvattenbrunn

B - Damm med dagvatten från ytor med flisning och kompostering av parkavfall

K - Kompostpump som pumpar vatten från B

D1 - Damm 1 med dagvatten från asfaltsupplag och kompostytor

D2-D3 - Punkt mellan damm 2 och damm 3 osv.

Provtagningspunkter för syrgasmätningarna:

2a - Damm 2, nära inloppet från damm 1

2b - Damm 2, nära utloppet till damm 3 osv.

Ut 2 - Punkt just före t-stöd mellan damm 2 och damm 3.

In 3 - Punkt just efter t-stöd mellan damm 2 och damm 3.

Notera att D1 alltså är en dagvattendamm och inte en av reningsdammarna samt att vatten från L, K (som pumpar vatten från B) och D1 blandas i den första reningsdammen, D2.

I tabellerna där mätresultaten visas betyder en tom ruta att ingen mätning utförts. Om provtagning har utförts men halten understiger detektionsgränsen anges detta <[detektionsgräns].

4.1. Näringsämnen

Tabell 4 visar de uppmätta ammoniumhalterna vid St. Hans.

Tabell 4. Uppmätta halter av ammonium vid St. Hans [mg/l].

Datum	L	K	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7
08-25	21	0,99	7.6	8.4				
09-23	19	0,12	6.6	9.5	5.1			
10-28			6,6	6,7	4,1	2,6	2,1	2,1
11-25	11	0,063	12	10		2,7		<0,010

I Tabell 5 visas typiska värden för ammonium i lakvatten vid ett antal svenska respektive gamla danska deponier, ett riktvärde för en sötvattenrecipient som fastställts i domstol 2007 samt gränsvärdet för laxfiskevatten.

Tabell 5. Referensvärden för ammonium i lakvatten och recipient

Medelvärde för ammoniumkväve i svenska lakvatten (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000b)	Medelvärde i danska lakvatten (Kjeldsen & Christophersen, 2001)	Riktvärden i villkor för ammoniumkväve i sötvattenrecipient, fastställt i domstol 2007 (Avfall Sverige, 2012)	Gränsvärde, laxfiskevatten (SFS 2001:554)	Gränsvärde för dricksvattenkvalitet, tjänligt med anmärkning (SLVFS 2001:30)
370	110	3-5	1	0,5

Tabell 6 visar halterna av nitrat och nitrit i reningsdammarna.

Tabell 6. Uppmätta halter av nitrat och nitrit i reningsdammarna vid St. Hans [mg/l].

Datum	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7
Nitrat, 08-25	1,2				
Nitrit, 08-25	0,49				
Nitrat, 09-23	1,2	2			
Nitrit, 09-23	0,24	0,36			
Nitrat, 10-28	0,97	1,4	1,4	1,5	2,9
Nitrit, 10-28	0,16	0,36	0,3	0,26	0,39
Nitrat, 11-25	1,1		13		8,8
Nitrit, 11-25	0,046		0,33		<0,0070

Tabell 7 visar de uppmätta halterna av fosfat vid St. Hans.

Tabell 7. Uppmätta fosfathalter vid St. Hans [mg/l].

Datum	L	K	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7
08-25	0,052	1,4	<0,020	<0,020				
09-23	<0,020	0,4	<0,020	<0,020	<0,020			
10-28			1,7	1	1,2	1,8	1,6	1,1
11-25	0,046	0,08	1,2	0,13		0,26		0,67

4.2. Metaller

De uppmätta metallhalterna har jämförts med medelvärdena i svenska samt danska lakvatten. Dessutom har de, i de fall riktvärden finns, jämförts med de Kanadensiska vattenkvalitetskriterierna, riktvärden från villkor som fastställdes i domstol 2007 och/eller gränsvärden för dricksvattenkvalitet. I Tabell 8 visas de metaller som antingen är högre än medelvärdena i lakvatten eller som överskrider det kanadensiska riktvärdet.

Tabell 8. Uppmätta metallhalter vid St. Hans samt referensvärden.

	Högsta uppmätta värde i lakvatten från St. Hans [mg/l]	Högsta uppmätta värde i D7, St. Hans [mg/l]	Medelvärde i svenska lakvatten [mg/l] (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000b)	Medelvärde i danska lakvatten [mg/l] (Kjeldsen & Christopherse n, 2001)	Kanadensiska riktlinjer för vattenkvalitet, långsiktigt riktvärde [mg/l] (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014)	Gränsvärde för dricksvattenkvalitet, tjänligt med anmärkning [mg/l] (SLVFS 2001:30)
Järn	30	0,81	7,2	76	0,3	0,2
Mangan	1,5	0,22	1,26	3,5	-	0,05
Kalcium	320	120	110	280	-	100
Magnesium	46	11	42	60	-	30

Tabell 9 och Tabell 10 visar de uppmätta järnhalterna respektive manganhalterna under hösten i lakvattenpumpen, kompostvattnet, damm 1 med dagvatten från kompost- och asfaltskytor samt mellan de olika reningsdammarna.

Tabell 9. Uppmätta järnhalter vid St. Hans (endast surgjort järn) [mg/l].

Datum	L	K	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7
08-25	30	0,53	4,1	0,31				
09-23	3,8	0,25	1	0,5	0,19			
10-28			4,2	4,3	2,2	1,5	1,3	0,81
11-25	8,7	0,29	5,8	1,8		0,23		0,44

Tabell 10. Uppmätta manganhalter vid St. Hans (endast surgjort mangan) [mg/l].

Datum	L	K	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7
08-25	1,3	1,8	0,51	0,33				
09-23	1,1	1,9	0,34	0,24	0,088			
10-28			0,42	0,91	1,53	0,59	0,46	0,22
11-25	1,5	0,2	0,9	0,97		0,19		0,025

4.3. Organiskt material

Tabell 11 visar de uppmätta COD_{Mn}-halterna i lakvattenpumpen, kompostvattnet, damm 1 med dagvatten från kompost- och asfaltskytor samt mellan de olika reningsdammarna.

Tabell 11. Uppmätta halter av COD_{Mn} vid St. Hans [mg/l].

Datum	L	K	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7
08-25	18	19	19	15				
09-23	14	9,1	16	13	14			
10-28			89	27	34	32	29	26
11-25	9,9	8,8	78	22		16		16

Tabell 12 visar medelvärden i obehandlade lakvatten i Sverige och Danmark, två olika värden i villkor beslutade i domstol 2007 samt gränsvärde för dricksvattenkvalitet. Notera att det är COD_{Cr} som anges i tre av fyra referensvärden medan Kjeldsen och Christophersen inte anger om Cr eller Mn använts som oxidationsmedel vid analysen, medan Mn använts i analyserna av proverna från St. Hans.

Tabell 12. Referensvärden för COD i lakvatten och recipienter [mg/l].

Medelvärde i svenska lakvatten, COD _{Cr} (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000b)	Medelvärde i danska lakvatten (Kjeldsen & Christophersen, Composition of leachate from old landfills in Denmark, 2001)	Öresund, Sysav Spillepengen Provisoriska villkor, COD _{Cr} (Avfall Sverige, 2012)	Öresund, LSR Lundåkra Riktvärden, COD _{Cr} (Avfall Sverige, 2012)	Gränsvärde för dricksvattenkvalitet, tjänligt med anmärkning, COD _{Mn} (SLVFS 2001:30)
760	320	500	150	4,0

Halten av BOD₇ i lakvattnet från St. Hans uppmättes i lakvattenprovet 2014-11-25 till 3 mg/l.

4.4. Organiska miljögifter

I Tabell 13 visas de PAH som vid något av mättillfällena har kunnat detekteras vid provtagningarna på St. Hans. I Tabell 14 visas referensvärden för samma PAH.

Vid mätningen 2014-09-23 analyserades PAH i fyra av provtagningspunkterna, lakvattenbrunnen, kompostvattnet, damm 1, mellan damm 2-3 och mellan damm 3-4. Tre av de analyserade ämnena återfanns i halter över detektionsgränserna, samtliga i lakvattenbrunnen. Övriga PAH och samtliga summaparametrar för PAH återfanns i mängder under detektionsgränsen. I kompostvattnet, damm 1 och mellan damm 2-3 var samtliga parametrar under detektionsvärdena.

Vid provtagningen 2014-10-28 analyserades PAH vid två av provtagningspunkterna, mellan damm 5-6 och i damm 7. Värden över detektionsgränsen uppmättes för åtta olika PAH. Övriga

PAH samt de olika summaparametrarna för PAH kunde inte konstateras i halter över detektionsgränserna.

Vid lakvattenprovet 2014-11-25 kunde fem olika PAH detekteras medan inga av de analyserade PAH eller summaparametrarna för PAH kunde detekteras i Damm 7.

De provresultat i Tabell 13 som överskrider något av de riktvärden som anges i Tabell 14 är gråmarkerade.

Tabell 13. Uppmätta halter av PAH vid St. Hans [$\mu\text{g/l}$].

	L 09-23	D2-D3 09-23	D5-D6 10-28	D7 10-28	D7 11-25	L 11-25
Antracen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,03
Fluoranten	<0,010	<0,010	0,032	0,016	<0,010	0,03
Naftalen	0,02	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,4
Benso(a)pyren	<0,010	<0,010	0,021	0,016	<0,010	<0,1
Benso(g,h,i)perylene	<0,010	<0,010	0,017	<0,010	<0,010	<0,1
Benso(b,k)fluoranten	<0,020	<0,020	0,047	0,032	<0,020	<0,06
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,010	<0,010	0,02	0,011	<0,010	<0,06
Bens(a)antracen	<0,010	<0,010	0,013	<0,010	<0,010	<0,04
Krysen	<0,010	<0,010	0,016	<0,010	<0,010	<0,02
Pyren	<0,010	<0,010	0,031	0,015	<0,010	<0,06
Acenaften	0,011	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,1
Fluoren	0,011	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,1
Fenantren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,09

Halterna av PAH är i de flesta fall låga. I lakvattnet kunde två olika PAH detekteras 2014-09-23 och fyra olika i lakvattenprovet 2014-11-25. Vid detta tillfälle var detektionsgränserna för PAH högre än vid de tillfället separata PAH-prover togs. 2014-09-23 detekterades åtta olika PAH i D5-D6 och fem olika i D7. Samtliga av de PAH som detekterades i D7 fanns i högre halter i D5-D6 vilket tyder på att rening skett. Vid provtagningstillfället 2014-11-25 kunde ingen PAH detekteras i D7 vilket kan bero på det kraftiga regnfallet i oktober.

För antracen är halten i lakvattnet 2014-11-25 högre än det kanadensiska riktvärdet, som inte vid något annat tillfälle överskrids i någon av de senare reningsdammarna.

För fluoranten överskrids EQS för årsmedelvärdet vid enstaka provtagningstillfällen i D5-D6 och D7 2014-10-28 samt i lakvattnet 2014-11-25 med halterna 0,032 $\mu\text{g/l}$, 0,016 $\mu\text{g/l}$ respektive 0,03 $\mu\text{g/l}$. Det maximala tillåtna årsmedelvärdet är 0,0063 $\mu\text{g/l}$, vilket är långt under detektionsgränsen vid provtagningen. Varken det kanadensiska riktvärdet eller EQS för maximala tillåtna koncentrationen överskrids i något av proverna.

För benso(a)pyren är det maximala tillåtna årsmedelvärdet $1,7 \cdot 10^{-4}$. Detta är långt under detektionsgränsen vid provtagningen och överskrids vid enstaka provtagningar i D5-D6 och D7

2014-10-28. Även det kanadensiska riktvärdet, 0,015 µg/l, överskrids i båda dammarna medan EQS för maximala tillåtna koncentrationen ej överskrids.

För benso(g,h,i)pyren är den maximala tillåtna koncentrationen enligt EQS $8,2 \cdot 10^{-3}$, vilket är långt under detektionsgränsen vid provtagningen. I D5-D6 uppmättes 2014-10-28 halten 0,017 µg/l medan halten låg under detektionsgränsen i alla andra prover.

Benso(b,k)fluoranten överskrider den maximala tillåtna koncentrationen enligt EQS vid provtagningstillfället 2014-10-28, i både D5-D6 och D7. De uppmätta värdena är 0,047 µg/l respektive 0,032 µg/l medan den maximala tillåtna koncentrationen är 0,017 µg/l. Värdet överskrids inte i något av de andra proverna.

Det kanadensiska riktvärdet för pyren överskrids i D5-D6 där koncentrationen 0,031 µg/l uppmättes 2014-10-28 medan det i D7 har sjunkit till 0,015 µg/l vilket är under riktvärdet 0,025 µg/l.

Tabell 14. Riktlinjer och referensvärden för PAH [µg/l].

	EQS, inlandsytvatten Årsmedelvärde (2013/39/EU)	EQS, inlandsytvatten Max tillåtna koncentration (2013/39/EU)	Fastställt som prioriterat farligt ämne (2013/39/EU)	Kanadensiska riktlinjer för vattenkvalitet, långsiktigt riktvärde (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014)	Gränsvärde för dricksvatten- kvalitet, otjänligt (SLVFS 2001:30)
Antracen	0,1	0,1	X	0,012	-
Fluoranten	0,0063	0,12	-	0,04	-
Naftalen	2	130	-	1,1	-
Benso(a)pyren	$1,7 \cdot 10^{-4}$	0,27	X	0,015	0,01
Benso(b)fluoranten	-	0,017		-	-
Benso(g,h,i)perylen	-	$8,2 \cdot 10^{-3}$		-	-
Benso(k)fluoranten	-	0,017		-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	-		-	-
Bens(a)antracen	-	-	-	0,018	-
Krysen	-	-	-	-	-
Pyren	-	-	-	0,025	-
Acenaften	-	-	-	5,8	-
Fluoren	-	-	-	3	-
Fenantren	-	-	-	0,4	-

I lakvattenprovet från St. Hans 2014-11-25 analyserades innehållet i lakvattenbrunnen med avseende på en stor mängd olika organiska föreningar. Tabell 15 visar de organiska ämnen som uppmättes över detektionsgränsen samt referensvärden. De halter som överskrider antingen de kanadensiska riktvärdena eller EQS är gråmarkerade.

Tabell 15. Organiska föreningar som detekterades i lakvattenprovet från St. Hans 2014-11-25 samt referensvärden.

	Uppmätt värde [µg/l]	LC50, Daphnia magna 48h [mg/l] (MSB, 2014)	LC50, fisk, 96h [mg/l] (MSB, 2014)	EC 50, Daphnia magna, 48h [mg/l] (MSB, 2014)	IC50, alger, 72h [mg/l] (MSB, 2014)	Kanadensiska riktlinjer för vattenkvalitet, långsiktigt riktvärde [µg/l] (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014)	EQS, inlandsytvatten, Årsmedelvärde [µg/l] (2013/39/EU)	EQS, inlandsytvatten, Max tillåtna koncentration [µg/l] (2013/39/EU)	Gränsvärde för dricksvattenkvalitet, otjänligt [µg/l] (SLVFS 2001:30)
Bensen	0,4	-	-	-	-	370	10	50	1,0
Toluen	0,2	-	-	-	-	2	-	-	-
m+p-Xylen	0,3	1,4	2,6	0,35	3,2	-	-	-	-
S:a Xylen	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Styren	0,3	-	17,5	18,6	0,34	72	-	-	-
1,2,4-Trimetylbensen	0,3	3,6	7,72	3,6	1	-	-	-	-
1,3,5-Trimetylbensen	0,1	6	0,01	4,3	25	-	-	-	-
2,4-Dimetylfenol	0,02	2,1	6,3	1,8	23	-	-	-	-
2,6-Dimetylfenol	0,29	2,1	<6,7	2,1	23	-	-	-	-
m-Etylfenol	0,02	-	5	0,2	6	-	-	-	-
Acenaften	0,1	-	0,58	3,5	-	5,8	-	-	-
Fluoren	0,1	-	3,17	0,21	15,5	-	-	-	-
Fenantren	0,09	0,21	0,6	0,1	0,25	0,4	-	-	-
Antracen	0,03	-	-	<0,1	-	0,012	0,1	0,1	-

	Uppmätt värde [µg/l]	LC50, Daphnia magna 48h [mg/l] (MSB, 2014)	LC50, fisk, 96h [mg/l] (MSB, 2014)	EC 50, Daphnia magna, 48h [mg/l] (MSB, 2014)	IC50, alger, 72h [mg/l] (MSB, 2014)	Kanadensiska riktlinjer för vattenkvalitet, långsiktigt riktvärde [µg/l] (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014)	EQS, inlandsytvatten, Årsmedelvärde [µg/l] (2013/39/EU)	EQS, inlandsytvatten, Max tillåtna koncentration [µg/l] (2013/39/EU)	Gränsvärde för dricksvattenkvalitet, otjänligt [µg/l] (SLVFS 2001:30)
Fluoranten	0,03	-	-	<0,01	-	0,04	0,0063	0,12	-
Bifenyl	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-

4.5. Syrgasmätningar

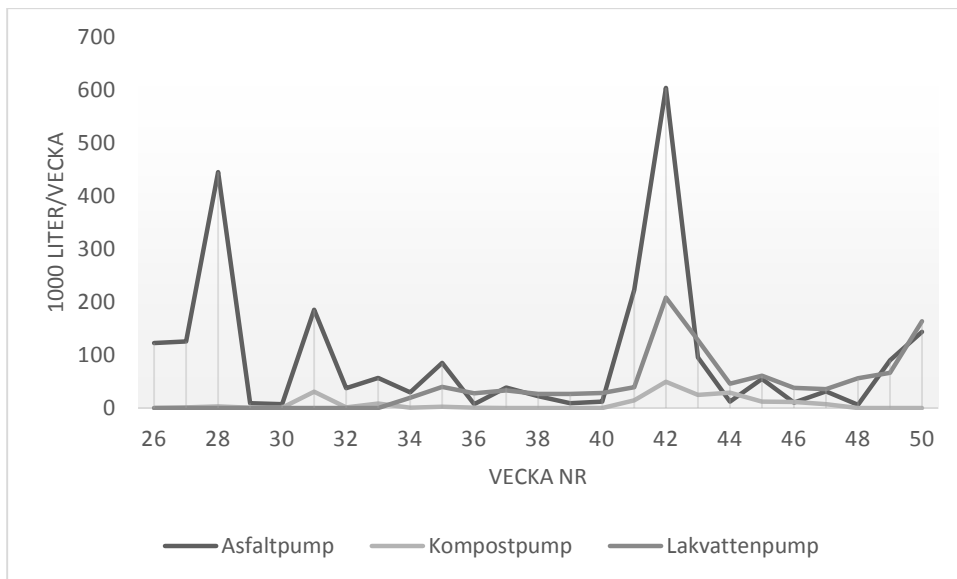
I Tabell A2.1 visas samtliga resultat från syrgasmätningar vid St. Hans. Syrgashalt, syrgasmättnad och temperatur har noterats i samtliga mätpunkter vid samtliga tillfällen. Dessutom har förändringen över t-stöden noterats vid två tillfällen, 2014-11-25 och 2014-12-12. Förändringarna över t-stöd visas i Tabell 16.

Tabell 16. Syrgasmätningar vid St. Hans 2014-11-25 och 2014-12-12.

Datum	Mät punkt	Mät punkt	Syrgashalt [mg/l]	Syrgasmättnad [%]	Temperatur [°C]
14-11-25	Damm 2-3	Ut 2	6,79	54,1	6,1
14-11-25	Damm 2-3	In 3	6,14	49,2	6,2
14-11-25	Damm 3-4	Ut 3	4,03	31,5	5,4
14-11-25	Damm 3-4	In 4	5,6	44,6	6
14-11-25	Damm 4-5	Ut 4	4,46	34,6	5,1
14-11-25	Damm 4-5	In 5	5,99	47,1	5,5
14-11-25	Damm 5-6	Ut 5	7,15	56,3	5,5
14-11-25	Damm 5-6	In 6	6,96	54,6	5,4
14-12-12	Damm 2-3	Ut 2	10,62	82,9	4,2
14-12-12	Damm 2-3	In 3	9,01	69,1	3,8
14-12-12	Damm 3-4	Ut 3	9,22	70,2	3,5
14-12-12	Damm 3-4	In 4	9,57	72,5	3,3
14-12-12	Damm 4-5	Ut 4	9,44	71,4	3,2
14-12-12	Damm 4-5	In 5	9,86	74,6	3,3
14-12-12	Damm 5-6	Ut 5	9,98	75,7	3,3
14-12-12	Damm 5-6	In 6	9,97	75,4	3,3

4.6. Flöden

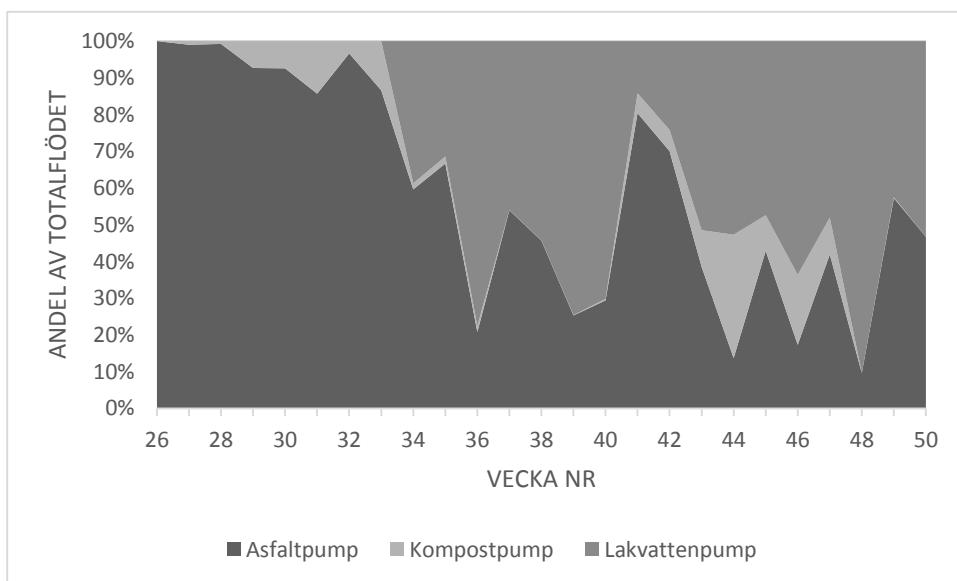
Figur 9 visar de flöden som pumpas till reningsdammarna. Asfaltspumpen pumpar vatten från den dagvattendamm som innehåller dagvatten från ytor med asfaltsupplaget och kompostverksamhet, kompostpump från dammen med kompostvatten samt lakvattenpumpen som pumpar lakvatten från lakvattenbrunnen.



Figur 9. Flöden av de tre olika vatten som pumpas till reningsdammarna.

Två tydliga toppar kan noteras, vecka 28 och vecka 42. Toppen i vecka 42 beror på kraftig nederbörd den 19 oktober och syns i alla tre flödena.

Figur 10 visar hur de olika pumparna bidragit till det totala flödet under hösten.



Figur 10. Andel av det totala flödet från de olika pumparna.

Innan lakvattenpumpningen kom igång ordentligt stod dagvattnet från asfaltupplaget för den större delen av tillskottet medan lakvattnet från och med vecka 36 stod för större delen av tillskottet under de flesta veckorna. Under flödestoppen vecka 42 står asfaltspumpen med dagvatten från asfaltupplaget och komposttytor för det klart största tillskottet av vatten.

5. Diskussion

I detta avsnitt diskuteras först resultaten från den provtagning som utförts vid St. Hans under hösten 2014. Resultaten analyseras utifrån referensvärden, förväntade resultat och tidigare mätningar. Därefter följer en mer allmän diskussion om behandling av lakvatten och då speciellt lakvatten från nedlagda kommunala deponier.

5.1. Lakvattenreningen vid St. Hans

Eftersom denna rapport endast baseras på de provtagningar som utfördes vid St. Hans under hösten 2014 så är det svårt att dra några långtgående slutsatser om reningsgraden. Resultat från fyra provtagningstillfällen ger inte tillräcklig information för att det ska vara möjligt att säga om reningen är tillräcklig eller ej, men kan ligga till grund för fortsatt analys av reningssystemets kapacitet. Resultaten ger indikationer om vilka parametrar som är intressanta i fortsatta studier och vid övervakning av reningssystemet samt kunskap om deponins och lakvattnets tillstånd.

En starkt bidragande orsak till de uppmätta resultaten är att det vid tillfällen under oktober 2014 regnade ovanligt mycket i Lund. Enligt SMHI föll 140 mm nederbörd under oktober jämfört med det normala för oktober, 60 mm. 40,7 mm av detta föll under ett dygn, den 19 oktober (SMHI, 2014). När vattenmängderna var som störst motsvarade flödet en uppehållstid i dammarna på 5-6 dagar. Detta ledde till att allt vatten i dammarna byttes ut på 14 dagar (Bydén, 2014). På grund av detta kunde inte planen att följa ett vattenpaket genomföras, utan mätningarna i oktober och november är tagna i ”nytt” vatten. Regnfallet syns tydligt i de flöden som pumpats till reningsdammarna, vilket visas i diagrammet i Figur 9-10 i avsnitt 4.1.7.

5.1.1. Näringsämnen

Ammonium är ofta det största problemet vid lakvattenförorening och halterna tros kunna stanna på höga nivåer i flera hundra år (Christensen et al., 2001). Analyser av lakvattnet från St. Hans visar att ammoniumhalterna är relativt låga jämfört med de värden i lakvatten som konstaterats av IVL (2000) samt av Kjeldsen och Christophersen (2001). I IVL:s studie låg halterna av ammonium-kväve mellan 97-870 mg/l med ett medelvärde på 370 mg/l. Hos Kjeldsen och Christophersen, som studerade gamla danska deponier, är medelvärdet 104 mg/l. Det högsta uppmätta värdet i lakvatten från St. Hans under hösten är 21 mg/l vilket är ett lågt värde för lakvatten från en metanogen deponi. Under den metanogena fasen är ammoniumhalten normalt hög med en långsam minskning över tid (SGI, 2011). Det relativt låga värdet kan tyda på att den metanogena fasen är långt gången i deponin och innebär att ammonium är ett mindre problem än vid många andra deponier.

De uppmätta ammoniumhalterna minskar vid samtliga provtagningstillfällen längs reningsdammarna. På grund av den stora mängden nederbörd den 19 oktober kunde inte ett vattenpaket följas och därför kan även variationer i lakvattensammansättning påverka jämförbarheten. Om mätningarna tagna vid samma mättillfälle den 28 oktober jämförs så uppnås en minskning på 67 % mellan damm 2-3 och damm 7 med avseende på ammonium, men detta är alltså nära inpå det kraftiga regnfallet tidigare i oktober. Vid provtagningen den 25 november uppmättes halten 10 mg/l i den första reningsdammen medan halten i den sista reningsdammen var under detektionsgränsen. Nitrat- och nitrithalter ökar i de flesta fall mellan de tidigare stegen och de senare i reningsdammarna. Detta, tillsammans med de sjunkande ammoniumhalterna tyder på att nitrifikation sker. Vid otillräcklig nitrifikation kan flera olika orsaker spela in, som otillräcklig syresättning, eftersom bakterierna som utför reaktionerna

kräver syre, alltför kort uppehållstid, låga temperaturer (Avfall Sverige, 2007) samt höga halter av metaller eller vissa organiska ämnen som kan verka nitrifikationshämmande (RVF, 2003).

Gränsvärdet för laxfiskevatten är 1 mg/l och för dricksvatten 0,5 mg/l. Vid mätningarna i slutet av oktober överskrids gränsvärdet för laxfiskevatten i damm 7. Eftersom recipienten inte är ett fiskevatten är det inget krav att gränsvärdet understigs och ytterligare nitrifikation kommer ske efter att vattnet lämnat reningsdammen. När vattnet når Vallkärra, där det sammanflödar med den södra bäckarmen, bör ammoniumet ha oxiderats tillräckligt för att understiga detta (Bydén, 2014).

Halterna i den sista reningsdammen understiger vid de provtagningar som hittills utförts med god marginal gränsvärdena i villkor som satts av domstol som anges i A3.5. Samtliga provtagningstillfällen i utloppet av damm 7 utfördes efter det kraftiga regnfallet i oktober, vilket medför stor osäkerhet.

I reningsssystemet vid deponin Moskogen utanför Kalmar var ammonium den av de studerade parametrarna som renades sämst i dammsystemet, däremot renades det effektivt i mark-/växsystemet. En skillnad mot St. Hans var att halterna i lakvattnet där var betydligt högre, 140 mg/l jämfört med som mest 21 mg/l i lakvattnet från St. Hans (Thörneby, Mathiasson, Mårtensson, & Hogland, 2006).

De uppmätta fosfathalterna visar på låga halter i lakvattnet. Det största tillskottet av fosfat kommer från dammen med kompostvatten, och från D1, med dagvatten från kompostytor och asfaltsupplaget. Fosfathalterna i lakvattnet är som högst 0,052 mg/l medan halten i kompostvattnet varierar mellan 0,08-1,4. Fosfathalterna i reningsdammarna är under detektionsgränsen i augusti och september, varierar mellan 1-1,8 i november och mellan 0,13 och 0,67 i november. Att lakvattnet blandas med vatten från kompostytorna leder till ökade fosfathalter i reningsdammarna eftersom halterna är högre i kompostvattnet samt i dagvattnet från kompost- och asfaltsytor än i lakvattnet. Både nitrifikation och nedbrytning av organiska ämnen utförs av mikroorganismer som kräver vissa fosforhalter och låga fosfathalter är begränsande för mikroorganismer i många akvatiska ekosystem (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008) men utifrån den provtagning som utförts är det svårt att än så länge dra några slutsatser om ifall halterna i reningsdammarna är begränsande för tillväxten av mikroorganismer.

5.1.2. Metaller

Metallhalterna som uppmätts i lakvattnet vid St. Hans är i de flesta fall låga jämfört med andra lakvatten. Låga metallhalter typiska för metanogena lakvatten, där pH har ökat till omkring neutralt, vilket minskar utlakningen av de flesta metaller (SGI, 2011). Under den sura anaeroba fasen är pH lågt och utlakningen högre och under den sista fasen, den humusbildande, kan humusämnen och sulfider oxideras när syre tränger in i deponin och metaller som varit bundna till dessa få ökad löslighet och därmed lakas ut (SGI, 2011). Av denna anledning är det relevant att fortsätta studera metallhalterna, även om det sannolikt ej är metaller som har orsakat skadorna på fisk. Även jämfört med andra metanogena lakvatten är dock halterna låga. De enda metallhalterna som vid något tillfälle överstiger medelhalter i IVL:s studie eller Kjeldsens och Christophersens studie är halter av magnesium, mangan, kalcium samt järn, och ingen av dessa halter är anmärkningsvärt höga. Samtliga dessa metaller överstiger vid något tillfälle gränsvärdena för dricksvatten, järn och mangan med flera storleksordningar medan kalcium- och magnesiumkoncentrationerna är i samma storleksordning som gränsvärdena. Ingen av

tungmetallerna finns i höga koncentrationer. Både järn och mangan är vanligt förekommande i lakvatten och förbrukar mycket syre när de oxideras. Vid god tillgång till syre oxideras järn från tvåvärt järn till trevärt järn som och fälls ut som järn(III)hydroxid (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000a).

För järn är medelhalten hos IVL 7,2 mg/l och hos Kjeldsen och Christophersen 76 mg/l. De högsta uppmätta halten i lakvatten vid St. Hans var 30 mg/l vid mätningen 2014-08-25. Vid de senare mätningarna var järnhalten betydligt lägre, 3,8 mg/l samt 8,7 mg/l. Järnhalten i den sista reningsdammen var som högst 0,81 mg/l 2014-10-28. Detta är högre än det långsiktiga riktvärdet i de kanadensiska riktlinjerna för vattenkvalitet, 0,3 mg/l (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014) och gränsvärdet för dricksvattenkvalitet, 0,2 mg/l.

De uppmätta manganhalterna i lakvattnet från St. Hans är som högst 1,5 mg/l 2014-11-25. I damm 7 är den uppmätta halten som högst 0,22 mg/l vilket kan jämföras med gränsvärdet i dricksvatten som är 0,05 mg/l. Medelvärdena för mangan i IVL:s studie är 1,26 mg/l och i Kjeldsens och Christophersens 3,5 mg/l. Medelvärdet i de svenska lakvattnen är alltså något lägre medan det i de danska lakvattnen är högre.

5.1.3. Organiskt material

Mängden organiskt material i deponier för hushållsavfall är hög under den sura anaeroba fasen för att sedan sjunka och nå stabila låga halter under den metanogena fasen (SGI, 2011). I lakvattnet från St. Hans uppmättes halten COD_{Mn} till mellan 9,9 och 18 mg/l i lakvattnet och mellan 19 och 89 i vattnet innehållande dagvatten från kompostytor och asfaltsupplaget. Lakvattnet står alltså inte för det största bidraget till COD. Halterna i lakvattnet är betydligt lägre än i både de danska och svenska deponier som används som referens. I de svenska lakvattnen är medelvärdet 760 mg/l medan medelvärdet i de danska lakvattnen är 320 mg/l.

I lakvattenprovet 2014-11-25 uppmättes halten BOD till 3 mg/l och halten COD_{Mn} till 9,9 vilket ger en BOD/COD_{Mn} på 0,3. Typiska värden på BOD/COD i den metanogena fasen är 0,3-0,05 (SGI, 2011).

5.1.4. Organiska miljögifter

Organiska miljögifter är de ämnen i lakvattnet som har högst prioritet eftersom det framkommit vid tidigare utredningar att det sannolikt är de som orsakar skadorna på fisk i Vallkärrabäcken. Lakvattenprovet visar att det finns en mängd olika miljöskadliga organiska föreningar i lakvattnet och sannolikheten är stor att endast en bråkdel av alla organiska föreningar som finns i lakvattnet har detekterats med tanke på att lakvatten ofta innehåller många olika organiska ämnen i mycket låga koncentrationer, ofta under detektionsgränsen (Öman & Junestedt, 2008). Dessutom varierar lakvattensammansättningen med tanke på att avfall är heterogent, så ett lakvattenprov kan endast sägas vara representativt för just det lakvattnet och inte för allt lakvatten som produceras i deponin. Halterna av de organiska föreningar som detekterades i lakvattenprovet var låga och med undantag för några PAH var de långt ifrån de referensvärden som de jämfördes med. Utöver lakvattnet från deponin så är asfaltsupplaget en trolig källa till PAH (Hamel, 2009).

I lakvattnen, innan det har passerat reningsdammarna, överskreds både EQS och de kanadensiska riktvärdena vid flera tillfällen. Eftersom detta är riktvärden för ytvatten och rening av lakvattnet ännu inte skett är detta inte anmärkningsvärt. Vid några tillfällen uppmättes halter som överskred EQS eller de kanadensiska riktvärdena längre fram i reningssystemet. EQS för

årsmedelvärden överskreds vid enstaka mätningar i damm 7 för benso(a)pyren och fluoranten. För benso(b,k)fluoranten överskreds den maximala tillåtna koncentrationen i den sista reningsdammen vid ett av provtagningstillfällena.

Toxikologisk data från Myndigheten för samhällsskydd och beredskap visar att halterna i lakvattnet är flera storleksordningar mindre än LC₅₀, EC₅₀ och IC₅₀ för de föreningar som konstaterats i lakvattnet. För att uppnå LC₅₀ för fisk och Daphnia magna krävs i nästan samtliga fall koncentrationer minst tre storleksordningar större än de uppmätta.

PAH och andra organiska miljögifter kan minska genom flera mekanismer. Utöver biologisk nedbrytning sker minskning av organiska miljögifter främst genom adsorption till löst material och sedimentation. Både sedimentation och nedbrytning ökar vid längre uppehållstid i dammarna. Vilken mekanism som är viktigast för minskningen varierar beroende på förhållandena. I Lau, Tsang och Chiu (2003) är adsorption den dominerande mekanismen för nedbrytning av PAH så länge ingen extra näring tillsätts, då istället biologisk nedbrytning tar över som den klart dominerande mekanismen. Wojciechowska (2013) drar slutsatsen att adsorption är den starkast bidragande orsaken till minskning av PAH i tre våtmarkssystem, där goda reningsresultat nås i två av fallen. I flera exempel, som Wojciechowska (2013) och (Thörneby et al. (2006), nås goda reningsresultat genom passiva biologiska reningssystem med avseende på PAH och andra organiska miljögifter i förhållanden motsvarande de i Lund.

Eftersom en stor mängd olika organiska föreningar potentiellt kan förekomma i lakvattnet utöver de som detekteras är det viktigt att toxicitetstester sker även i framtiden för att studera hur reningen av vattnet påverkar organismer i de miljöer som det tidigare förorenat. Med tanke på de låga halter som uppmätts vid provtagning så är det sannolikt att det inte är enskilda ämnen som orsakat fiskskadorna utan snarare en kombination av olika ämnen som tillsammans påverkat fisken. Goda förhållanden för att skapa en komplex sammansättning av mikroorganismer som kan bryta ner en stor mängd olika organiska föroreningar eftersträvas genom fortsatt tillskott av näringsrikt kompostvatten, tillräcklig syresättning och växtlighet i dammarna. Toxicitetstester och fortsatta studier av fiskhälsan kan ge svar på om nedbrytningen i dammarna är tillräcklig.

5.1.5. Syrgasmätningar

Tillräckliga syrgashalter i reningsdamarna är av stor vikt för flera av de processer som är viktiga för att reningen av lakvatten från St. Hans ska fungera. Låga syrgashalter i recipienten är inte ett problem i sig då vattnet snabbt syresätts. Däremot behövs tillräckliga syrehalter för att exempelvis järn ska oxideras samt för de mikroorganismer som bryter ned organiska ämnen och utför nitrifikation. COD i lakvattnet är lågt i förhållande till andra deponier och deponin har utvecklats så pass långt att halten lättnedbrytbart organiskt material i lakvattnet är låg. Syrgashalterna var vid samtliga mätningar relativt höga i de allra flesta mätpunkterna, i vissa fall med en syrgasmättnad över 100 %.

Vid den sista mätningen, 2014-12-12 varierar syrgashalten mindre mellan dammarna. Halterna har ökat jämfört med mätningarna i oktober och november. Syrgasmättnaden i reningsdamarna ligger mellan 67,9 i punkt 3a och 82,2 i punkt 2b.

Syrgashalten är lägst i Damm 1 som innehåller dagvatten från asfaltsupplaget medan den är högst i B som innehåller dagvatten från avfallsupplag och kompostytor och därmed mycket näring. Syrgasmättnaden i Damm 1 i oktober och november var strax över 20 %.

Proven som tagits före och efter syresättningen över t-stöd visar vid båda mättillfällen på ökade syrehalter efter t-stöden mellan damm 3 och 4 samt mellan damm 4 och 5 medan syrehalterna minskade mellan damm 2 och 3 samt mellan damm 5 och 6. T-stödet mellan damm 2-3 är ej räfflat medan de övriga t-stöden är detta. Antalet mätningar är så få att det är svårt att dra några långtgående slutsatser och förändringarna är i de flesta fall små. Om syrgasmättnaden hade varit lägre är det mer troligt att en märkbar effekt av luftningen hade kunnat konstateras och det kommer därför vara intressant att studera mätresultaten från kommande syrgasmätningar med tanke på den lägre växtaktiviteten under vintern.

5.1.6. Tillskott av vatten från kompostytor och asfaltsupplag

Lakvattnet blandas i reningsdammarna med dagvatten från ytor där flisning av parkavfall och kompostering sker samt dagvatten från ett asfaltsupplag och kompostytor. Tidigare undersökningar tyder på att asfaltsupplaget kan vara en källa till PAH-förorening (Hamel, 2009). När PAH i D1 med dagvatten från asfaltsupplaget analyserades 2014-09-23 kunde dock inga PAH detekteras. I lakvattnet är fosfathalterna låga vid samtliga provtagningsstillfällen. Tillsatsen av dagvatten från kompostytor leder till bland annat till ökade fosfathalter i reningsdammarna, vilket skulle kunna leda till ökad tillväxt av mikroorganismer. Som beskrivs i teorin leder ökade fosfathalter enbart till ökad tillväxt för de mikroorganismer vars tillväxt begränsas av fosfat (Willey, Sherwood, & Woolverton, 2008). I akvatiska ekosystem är detta vanligt, samtidigt som halterna av fosfat i lakvattnet vid samtliga provtagningsstillfällen är mycket låga. Exempel finns där tillskott av näring och mikroorganismer har bidragit till ökad nedbrytning av löst PAH samt av andra organiska miljögifter i lakvatten (Lau, Tsang, & Chiu, 2003). Ifall reningsgraden vid St. Hans förbättras av tillskottet av kompostvatten är svårt att avgöra utan längre provtagningsserier eller mer omfattande undersökningar men i teorin är det möjligt.

Att tre olika vatten blandas i reningsdammarna leder till ökad variation i sammansättningen i dammarna. Flödena från de olika pumparna som presenteras i 4.6 antyder att de olika vattnens bidrag varierar kraftigt över tid beroende på bland annat nederbörd. I framtiden kan det vara intressant att studera hur reningsresultaten påverkas av sammansättningen av vatten som blandas i reningsdammarna.

5.1.7. Lakvatten från metanogena deponier

Många av referensvärdena är från nyare deponier, så dessa lägre föroreningshalter är väntade. Deponin producerar fortfarande metan med metaninnehåll på omkring 40-45 %, vilket tyder på att deponin är i den metanogena fasen eftersom det främst är i denna fas som metangas produceras (SGI, 2011). Typiskt för denna fas är ett stabilt pH omkring neutralt eller något basiskt. Vid två av provtagningsstillfällena har pH i lakvattnet kontrollerats, detta har vid båda tillfällena varit 7,5, vilket ligger nära vad som är typiskt för metanogena lakvatten. I Kjeldsens och Christophersens (2001) studie av lakvatten från gamla deponier i Danmark var medelvärdet för pH 7,0. Typiskt för metanogena lakvatten är även höga ammoniumhalter som sakta minskar efter hand, låga metallhalter samt en stabil, låg kvot mellan BOD/COD. Vid St. Hans är ammoniumhalten låg jämfört med andra gamla deponier. Kvoten BOD/COD_{Mn} uppmättes 2014-11-25 till 0,3 vilket är i den högre delen av det normala intervallet för metanogena lakvatten, 0,3-0,05 (SGI, 2011).

5.1.8. Framtida åtgärder

I framtiden kommer lakvattnet från St. Hans att kontrolleras enligt ett kontrollprogram som ännu inte slagits fast. Ett förslag från Melica finns, där elfiske med missbildningskontroll föreslås utföras årligen, mätning av biomarkörer hos fisken vart annat år, uppföljning av fiskhälsoanalys i båda armarna av Vallkärrabäcken, en damm som tar emot dagvatten från Norra Fäladan där analys av fiskhälsa tidigare utförts, dagvattenkulvertarna uppströms deponin samt utgående vatten från första och sista reningsdammen vid ett tillfälle. Provtagning av standardpaketet (se A1.2 i Appendix 1 för ingående parametrar) föreslås ske i utlopp från D1, D4 och D7 vid fyra tillfällen per år, provtagning av ytterligare metaller två gånger per år i samma dammar, PAH fyra gånger per år i D2 och D7 samt syrgasmätningar i D1-D5 och D7 fyra gånger per år. Utöver detta föreslås årlig kontroll av behov av slamsugning i brunnar och rensning av slam i dammarna.

En brist i reningssystemet i St. Hans är svårigheten att ta hand om extrema flöden likt det efter det kraftiga regnfallet i oktober då uppehållstiden minskade till bara några dagar. I detta fall passerar vattnet ytterligare en damm nedströms deponin, vilken kan fungera lite som i en buffert vid höga flöden och även bidra med viss ytterligare rening.

Det är viktigt inför framtiden att provtagning utförs på ett sätt som både ger svar på reningens effekt och på toxiska effekter i bäcken. Klassisk vattenprovtagning och toxicitetstester kompletterar varandra och kan ge svar på olika frågor. I kapitel 5.2 diskuteras för- och nackdelar med klassisk provtagning och toxicitetstester mer generellt. Flera organiska ämnen har kunnat detekteras i lakvattnet men inga av dem i några större mängder. Eftersom det inte är känt vilka ämnen det är som orsakar fiskskadorna i bäcken och en mängd olika organiska ämnen kan finnas i lakvattnet krävs toxicitetstester. Toxicitetstesterna visar på effekter av föroreningar men ger ingen ytterligare information kring hur reningen fungerar. Eftersom syftet med åtgärderna är att minska påverkan på miljön och den främsta kända påverkan är den på organismer i Vallkärrabäcken så är både de genomförda åtgärdernas effektivitet och effekten av dessa åtgärder viktiga att kontrollera. I den senaste besiktningen av fiskskador vid elfisket minskade skadorna något jämfört med tidigare. Fortsatta undersökningar kan ge svar på om vattenreningen bidrar till ytterligare minskningar.

Ett alternativ om syresättningen under vintern visar sig inte vara tillräckliga är att tillföra syre genom aktiv luftning. I nuläget tyder dock mätningarna på att syresättningen är tillräcklig då halterna håller sig på en hög nivå över samtliga mätningar.

I framtiden vore det intressant att studera sammansättningen av organiska miljögifter i lakvattnet vid fler tillfällen eftersom den kan variera över tid. Det vore även intressant att studera halter av organiska miljögifter i sediment för att avgöra vilka processer det är som bidrar till minskningar i vattnet samt om det är samma processer som bidrar mest i olika delar av systemet. Mer noggranna studier av organiska ämnen i vattnet garanterar inte att orsakerna till fiskskadorna hittas, men kan ge ytterligare information om lakvattnets karaktär och vara av intresse för behandling av lakvatten generellt eftersom kunskapen om organiska ämnen i lakvatten trots att en mängd undersökningar har utförts fortfarande är begränsad. Eftersom deponier som har nått den humusbildande fasen idag är dåligt studerade och de gamla deponier vars lakvatten studerats till största delen har varit metanogena så är det intressant att följa hur lakvattensammansättningen från St. Hans i framtiden förändras. Deponin vid St. Hans avslutades i slutet av 60-talet och det är osäkert efter hur lång tid den humusbildande fasen startar. Deponin är äldre än många av de gamla deponier som har studerats men den metanogena

fasen tros i vissa fall kunna pågå i flera hundra år. Tidpunkterna är dock osäkra och olika delar av deponin kan nå de olika faserna vid olika tillfällen.

5.2. Val av behandlingsmetoder

Det har länge varit vanligt att lakvatten skickas till kommunala avloppsreningsverk men detta har under senare år minskat till förmån för lokal rening. När reningsverk vill Revaq-certifiera sig minskar möjligheterna att ta hand om lakvatten i reningsverket på grund av de krav som certifieringen ställer. Många gamla deponier är kommunala eller ligger på kommunens mark och det är kommunens ansvar att lakvattnet omhändertas. Samtidigt är det kommunens ansvar att avloppsreningen fungerar, vilket kan skapa konflikter. Avloppsreningsverk har varit ett relativt enkelt alternativ eftersom de redan finns på plats och kommuner därmed inte behövt ytterligare reningssystem. Om vattnet inte längre kan skickas dit krävs någon form av lokal rening vilket kräver resurser, kunskap och utrymme. Gamla deponier är placerade utan att hänsyn tagits till framtida reningsåtgärder, vilket kan begränsa vilka möjligheter som finns rent ytmässigt.

Flera biologiska reningssystem har problemet att reningseffekten är nedsatt under vinterhalvåret. Aktiviteten hos de bakterier som bidrar till reningen minskar avsevärt med lägre temperatur samtidigt som växters bidrag av syrgas minskar stort under den icke-produktiva delen av året. Recipienternas känslighet är dock högst under sommaren med låga flöden och högre biologisk aktivitet i vattnet. I dammsystem med växterna kan de bidra med syre under den produktiva delen av året men under vinterhalvåret kan ytterligare syresättning behövas. För att vid låga temperaturer ändå uppnå goda reningsresultat är det viktigt att biologiska reningssystem har tillräckligt lång uppehållstid, för att kompensera för den minskade mikrobiella aktiviteten. Dessutom är det inte givet att det är biologisk nedbrytning som är den viktigaste reningmekanismen. I ett lakvatten där adsorption och sedimentation av organiska ämnen är den viktigaste mekanismen behöver inte den mikrobiella aktiviteten vara av stor betydelse för reningsgraden medan exempelvis reningen av ett lakvatten där nitrifikation av ammonium är den viktigaste reningprocessen kan påverkas mer.

Kemiska analyser av lakvatten är dyra och det är inte effektivt att undersöka alla ämnen så det är viktigt att välja analyser som ger en bra bild av lakvattnets farlighet. Eftersom lakvattnet innehåller en stor mängd olika föroreningar är det svårt att avgöra vilka ämnen som orsakar problem. Toxicitetstester som exempelvis Microtox och analys av EROD-aktivitet hos testorganismer kan ge en bild av graden av toxicitet i vattnet och kan vara ett bra komplement till traditionell provtagning.

I exemplet som beskrivs i 2.10 där skador på fisk konstaterades i sjön Molnbyggen är det troligt att problemen orsakades av lakvatten, men detta kunde inte säkert konstateras. Stora mängder organiska föreningar analyserades, till höga kostnader, men inga tydliga samband gick att utläsa mellan resultaten av provtagning och de skador som konstaterades. Det kan av dessa skäl anses onödigt med utförliga analyser av sammansättningen med avseende på organiska föreningar. Samtidigt finns det exempel där organiska föreningar är det största problemet och något som reningssystem behöver fokusera på. Många av de behandlingsmetoder som används för lakvatten från gamla deponier fokuserar främst på ammonium och organiskt material. Även metallhalter och allmänna parametrar som pH och alkalinitet kontrolleras ofta. Detta är viktiga parametrar att kontrollera, som också är relativt enkla att undersöka, men behöver inte alltid vara de mest relevanta. Många av de miljöfarliga organiska ämnena i lakvatten finns i mycket

låga koncentrationer (Öman & Junestedt, 2008). Dessa kan lakas ut och släppas ut i miljön under lång tid efter att en deponi avslutats men är svåra att kvantifiera vid provtagning på grund av låga koncentrationer och en stor mängd olika ämnen, varav flera förmodligen aldrig tidigare detekterats i lakvatten. Det är viktigt att reningssystem som utformas för att minska föroreningar från organiska föreningar utvärderas efter förmågan att rena lakvatten med avseende på organiska föreningar och inte enbart med avseende på parametrar som är lättare och billigare att undersöka. Metoder att utvärdera förmågan att rena vatten med avseende på organiska föroreningar är därför viktiga att utveckla. I fallet St. Hans används PAH som indikator för systemets förmåga att rena organiska föroreningar trots att det inte är säkert att det är de som är orsaken till problemen. Utöver detta kan toxicitetstest användas som ett komplement. Resultat från toxicitetstest kan endast säga ifall ett vatten är miljöfarligt, däremot säger inte uteblivna toxiska effekter att vattnet inte är miljöfarligt. Av denna anledning är enbart toxicitetstester inte ett bra alternativ.

Det går inte att säga att en reningsslagmetod för lakvatten är den bästa, utan det är viktigt att anpassa valet av metod efter innehåll i lakvattnet och de förutsättningar som finns avseende klimat, platsens egenskaper, reningskrav och ekonomi. I exemplet St. Hans var platsens egenskaper av stor vikt vid val av metoder. Ytan som fanns tillgänglig var relativt liten, vilket reningssystemet fick anpassas efter. Vid moderna deponier är platsen mer noggrant utvald och därför mer anpassad för deponeringsverksamhet, och behandlingen av lakvatten kan planeras när deponins utformning planeras. Vid gamla deponier anpassas istället reningen till redan givna förutsättningar vilket kan medföra svårigheter, som exempelvis platsbrist eller ofördelaktiga miljömässiga förutsättningar.

Kunskapen om hur gamla deponier utvecklas efter den metanogena fasen och vilka förändringar i lakvattensammansättning detta leder till är dålig. Gamla deponier kommer att fortsätta vara en källa till förorening under lång tid framöver och fortsatt utveckling av behandlingsmetoder för att minska påverkan från dessa behövs, samtidigt som nyare, mer moderna deponier skapar andra typer av problem. I många delar av världen är dock deponeringen fortfarande inte kontrollerad utan sker på liknande sätt som den tidigare gjorde i Sverige, utan miljöhänsyn och skyddsåtgärder.

6. Slutsatser

Tidigare var det vanligt att lakvatten från gamla deponier skickades till avloppsreningsverk men detta har minskat till förmån för lokal rening. En anledning är att många reningsverk vill Revaq-certifieras för att öka avsättningsmöjligheterna för slam till jordbruk. Certifieringen syftar till att minska mängden farliga ämnen i slammet och möjligheten att klara certifieringskraven minskar avsevärt om reningsverket tar emot lakvatten.

Eftersom sammanställningar över reningsmetoder för lakvatten från gamla deponier saknas går det inte att säga vilka lokala metoder som är vanligast, men passiva metoder som är billiga och inte kräver mycket underhåll är vanligare vid gamla deponier medan mer högteknologiska metoder är vanligare vid moderna deponier.

Vid reningssystemet för lakvatten från St. Hans så går det ännu inte att säga ifall reningen är tillräcklig. Detta på grund av de få resultaten från provtagning som hittills finns tillgängliga. Halterna av ammonium, metaller och organiskt material har vid provtagningstillfällena varit relativt låga jämfört med lakvatten från andra deponier. Av metaller bör främst järnhalterna hållas under uppsikt men även andra metaller med tanke på att utlakningen kan komma att öka när deponin åldras.

Resultaten från provtagningarna vid St. Hans tyder liksom tidigare undersökningar på att det är organiska föroreningar som är det som orsakade den försämrade fiskhälsan i Vallkärrabäcken och det är denna kategori ämnen som reningen även i fortsättningen främst bör fokusera på. Exakt vilket eller vilka ämnen som orsakat skadorna går inte att säga baserat på resultat från provtagningen. I gamla deponier finns en stor mängd organiska föroreningar, ofta i låga koncentrationer. De organiska miljögifter som konstaterats i lakvattnet från St. Hans finns i låga halter och det är sannolikt att lakvattnet innehåller en stor mängd olika organiska föroreningar som inte kunnat konstateras.

Studier av andra reningssystem visar att det är möjligt att uppnå goda resultat vid rening av lakvatten i passiva, biologiska system men att det vid höga föroreningshalter ofta krävs kompletterande reningsmetoder. Exempel finns på passiva, biologiska reningssystem som effektivt renat lakvatten med avseende på organiska miljögifter.

Stora skillnader i lakvattensammansättning gör att det inte går att ge några generella rekommendationer när det kommer till reningsmetoder utan reningen måste vara anpassad till det specifika lakvattnet och de specifika förutsättningarna när det kommer till recipientens känslighet, platsens egenskaper och vilka krav som ställs på reningen.

Mycket kunskap saknas fortfarande kring innehåll av organiska föreningar i lakvatten och effekter av rening med avseende på organiska föreningar. Även gamla deponiers utveckling efter den metanogena fasen är ett område där kunskap saknas.

Referenser

- Angelidaki, I., Mogensen, A., & Ahring, B. (2000). Degradation of organic contaminants found in organic waste. *Biodegradation*, 11, 377-383.
- Avfall Sverige. (2007). *Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier. - Kemisk karakterisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier*, Rapport nr. D2007:07. Malmö.
- Avfall Sverige. (2011a). *Kontroll av lakvattenrening genom toxicitetstester statistiskt korrelerat med kemisk-fysikaliska mätningar*, Rapport nr. D2011:04. Malmö.
- Avfall Sverige. (2011b). *Syntesrapport lakvatten - En sammanställning av utvecklingsprojekt finansierade av RVF och Avfall Sverige under 20 år*, Rapport nr. D2011:02. Malmö.
- Avfall Sverige. (2012). *Avfall Sveriges Deponihandbok*, Rapport nr. D2012:02. Avfall Sverige utveckling.
- Avfall Sverige. (2013). *Hushållsavfall, behandlad mängd*. Hämtat från Avfall Sverige, Avfallsstatistik: <http://www.avfallsverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/hushaallsavfall-behandlad-maengd/> den 27 oktober 2014
- Avfall Sverige. (2014). *Svensk Avfallshantering 2014*. Malmö.
- Baboshin, M. A., & Golovleva, L. A. (2012). Aerobic Bacterial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Its Kinetic Aspects. *Microbiology*, 81(6), 639-650.
- Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L. A., Bjerg, P., & Christensen, T. (2004). Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills—chemical analysis and toxicity tests. *Water Research*, 38, 3845-3858.
- Bouwer, E., Durant, N., Wilson, L., Zhang, W., & Cunningham, A. (1994). Degradation of xenobiotic compounds in situ: Capabilities and limits. *FEMS Microbiology Reviews*, 15, 307-317.
- Brönmark, C., & Hansson, L.-A. (2005). *The Biology of Lakes and Ponds* (2:a uppl.). Oxford: Oxford University Press.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2014). *Chemicals*. Hämtat från Canadian Environmental Quality Guidelines: <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html> den 8 december 2014
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Heron, G. (2001). Review - Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16, 659-718.
- Dalarnas Tidning. (2009). *Molnbyggen friskförklarad*. Hämtat från Dalarnas Tidning: <http://www.dt.se/dalarna/leksand/molnbyggen-friskforklarad> den 14 januari 2015
- Eklövs Fiske och Fiskevård. (2014). *Elfiskeundersökning i Vallkärrabäcken 2014*. Lunds kommun.

- Eriksson, L. (2005). *Lakvattenrening och kontroll vid deponier - granskning och sammanställning, Examensarbete*. Uppsala Universitet, Uppsala.
- Göteborgs Universitet. (2013). *Biomarkörer*. Hämtat från Institutionen för biologi och miljövetenskap:
<http://www.bioenv.gu.se/forskning/forskningsomraden/zoofysiologi/fisktoxikologi/biomarkorer/> den 14 november 2014
- Hamel, L. (2009). *Kemiska analyser i området runt Sankt Hans backar – huvudsaklig inriktning mot polycykliska aromatiska kolväten*. Examensarbete i miljövetenskap, Lunds Universitet, Lund.
- Haritash, A. K., & Kaushik, C. P. (2009). Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, 169, 1-15.
- IVL Svenska Miljöinstitutet. (1999). *Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand, delrapport 1*, Rapport nr. B1350. Stockholm.
- IVL Svenska Miljöinstitutet. (2000a). *Handbok för Lakvattenbedömning - Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*, Rapport nr. B1354. Stockholm.
- IVL Svenska Miljöinstitutet. (2000b). *Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*, Rapport nr. B1353. Stockholm.
- IVL Svenska Miljöinstitutet. (2001). *Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand, delrapport 2*, Rapport nr. B1395. Stockholm.
- IVL Svenska Miljöinstitutet. (2007). *Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier - Kemisk karakterisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier*, Rapport nr. B1748. Stockholm.
- Jeon, C. O., & Madsen, E. L. (2013). In situ microbial metabolism of aromatic-hydrocarbon environmental pollutants. *Current Opinion in Biotechnology*, 24, 474-481.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2008). *Treatment Wetlands* (2:a uppl.). Boca Raton: CRC Press.
- Kalmykova, Y., Björklund, K., Strömvall, A.-M., & Blom, L. (2013). Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachates and stormwater. *Water Research*, 47(3), 1317–1328.
- Karolinska Institutet. (2014a). *Institutet för miljömedicin*. Hämtat från Dioxiner:
<http://ki.se/imm/dioxiner> den 6 november 2014
- Karolinska Institutet. (2014b). *Polybromerade difenyletrar (PBDE)*. Hämtat från Institutet för miljömedicin: <http://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde> den 6 november 2014
- Kemikalieinspektionen. (2013). *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. Hämtat från Kemikalieinspektionen: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Fragor-i-fokus/Polycykliska-aromatiska-kolvaten-PAH/> den 26 november 2014
- Kjeldsen, P., & Christophersen, M. (2001). Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management & Research*, 19, 249-256.

- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Rügge, K., Christensen, T. H., & Pedersen, J. K. (1998). Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: landfill history and leachate composition. *Waste Management & Research*, 16, 14-22.
- Lau, K., Tsang, Y., & Chiu, S. (2003). Use of spent mushroom compost to bioremediate PAH-contaminated samples. *Chemosphere*, 52, 1539-1546.
- Lunds kommun. (2012). *Avfallsplan Lunds kommun*. Lund.
- Lunds kommun. (2014). *S:t Hans backar mot en ny vår!* Hämtat från Lunds kommun: <http://www.lund.se/Medborgare/Bygga-bo--miljo/Avfall--atervinning/Lunds-Renhallningsverk/Menyer/Nyheter-Avfall-atervinning/St-Hans-backar-mot-en-ny-var/> den 25 november 2014
- Lunds Renhållningsverk. (2014). *Kontrollprogram Rögle deponi - Utvärdering år 2013*.
- Melica. (2008a). *St Hans Backar - provpumpning av gas*.
- Melica. (2008b). *Kemianalyser i Vallkärrabäcken*.
- Melica. (2008c). *Fiskhälsa - Användning av biomarkörer hos exponerad regnbågsöring och vildfångad öring i ett vattendrag med blandat dagvatten och lakvatten från deponi*, Rapport nr. U392.
- Melica. (2012). *Undersökning av geohydrologiska förhållanden kring St Hans deponi i Lund*.
- Melica. (2014a). *Sankt Hans backar – en deponi i Lund*. Hämtat från Melica: <http://www.melica.se/uppdrag/sankt-hans-backar-en-deponi-i-lund%20> den 14 oktober 2014
- Melica. (2014b). *Mätningar i dammarna på St Hans våren 2014*.
- Modin, H. (2012). *Modern landfill leachates – quality and treatment*. Diss., Lunds Universitet, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- MSB. (2014). *RIB - Farliga ämnen*. Hämtat från Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB): <http://rib.msb.se/Portal/Template/Pages/Kemi/Kemsearch.aspx> den 9 december 2014
- Mugica, V., Torres, M., Salinas, E., Gutierrez, M., & García, R. (2010). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Urban Atmosphere of Mexico City*. (V. Villanyi, Red.) InTech.
- Naturvårdsverket. (2008). *Fakta: Lakvatten från deponier*, Rapport nr. 8306.
- Naturvårdsverket. (2011). *Remiss, Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier*.

- Naturvårdsverket. (2012a). *Miljömål*. Hämtat från Preciseringar av Giftfri miljö: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/4-giftfri-miljo/Preciseringar-av-giftfri-miljo/> den 28 oktober 2014
- Naturvårdsverket. (2012b). *Giftfri miljö: Indikatorer*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/Alla-indikatorer/?mkmlId=4> den 28 oktober 2014
- Naturvårdsverket. (2012c). *Preciseringar av Levande sjöar och vattendrag*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/8-levande-sjoar-och-vattendrag/Preciseringar-av-levande-sjoar-och-vattendrag/> den 28 oktober 2014
- Naturvårdsverket. (2013). *Sveriges miljömål*. Hämtat från Miljömål: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/> den 28 oktober 2014
- Naturvårdsverket. (2014a). *Lagar och regler om avfall*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningaer/Avfall/Lagar-och-regler-om-avfall/> den 27 oktober 2014
- Naturvårdsverket. (2014b). *Om deponering av avfall idag*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Avfall/Om-deponering-av-avfall/> den 28 oktober 2014
- Naturvårdsverket. (2014c). *Lakvatten*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Rattsfall/Deponier/Lakvatten/> den 14 november 2014
- Noaksson, E., de Poorte, J., Linderöth, M., & Balk, L. (2000). Reproductive disorders in fish from Lake Molnbyggen and an adjacent stream contaminated by leakage water from a refuse dump. *Marine Environmental Research*, 50, 243-246.
- Noaksson, E., Linderöth, M., Bosveld, A. T., Norrgren, L., Zebühr, Y., & Balk, L. (2003). Endocrine disruption in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) exposed to leachate from a public refuse dump. *The Science of the Total Environment*, 305, 87-103.
- Perelo, L. W. (2010). Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 177, 81-89.
- Romero, M. C., Cazau, M. C., Giorgieri, S., & Arambarri, A. M. (1998). Phenanthrene degradation by microorganisms isolated from a contaminated stream. *Environmental Pollution*, 101, 355-359.
- RVF. (2003). *Avdrivning av ammoniak vid luftning av lakvatten i luftade dammar*, Rapport nr. 2003:06. Malmö: RVF Utveckling.
- RVF. (2004). *Avfallsanläggningar med deponering - Statistik 2003*, Rapport nr. 2004:13.
- SGI. (2011). *Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier - Lakvatten och deponigas*, Rapport nr. 2-0902-0098. Sveriges geotekniska institut.
- SMHI. (2014). *Års- och månadsstatistik*. Hämtat från SMHI. den 25 november 2014
- Svenskt Vatten. (2014). *REVAQ - Regler för certifieringssystemet*.

Sveriges Radio. (2007). "Skadorna på Molnbyggen har naturliga förklaringar". Hämtat från P4 Dalarna: <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=161&artikel=1196034> den 3 december 2014

Thörneby, L., Mathiasson, L., Mårtensson, L., & Hogland, W. (2006). The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. *Waste Management & Research*, 24, 183-194.

Walker, C. H. (2009). *Organic pollutants : an ecotoxicological perspective*. Boca Raton: CRC Press.

Willey, J. M., Sherwood, L. M., & Woolverton, C. J. (2008). *Prescott, Harley, and Klein's Microbiology*. (7th, Red.) New York: McGraw-Hill.

Wojciechowska, E. (2013). Removal of persistent organic pollutants from landfill leachates treated in three constructed wetland systems. *Water Science & Technology*, 68(5), 1164-1172.

WSP. (2014). *Manual för bedömning av lakvatten inom Revaq*. Svenskt Vatten.

Öman, C. B., & Junestedt, C. (2008). Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. *Waste Management*, 28, 1876–1891.

Muntliga källor:

Bydén S., Melica miljökonserter. Löpande kontakt under hösten 2014.

Fagerqvist, J., Avfall Sverige. Mailkontakt den 4 november 2014.

Appendix 1

Provtagningschema

Tabell A1.1 visar provtagnings-schemat vid St. Hans, hösten 2014. De olika provpunkterna har förkortats enligt följande:

L - Lakvattenbrunn

B – Damm med dagvatten från ytor med flisning och kompostering av parkavfall

K – Kompostpump

D1 - Damm 1 med dagvatten från asfaltsupplag och kompostytor

D2-D3 - Punkt mellan damm 2 och damm 3 osv.

2a - Damm 2, nära inloppet från damm 1

2b - Damm 2, nära utloppet till damm 3 osv.

Tabell A1.1. Provtagningschema, hösten 2014.

Provtagningspaket	2014-08-25	2014-09-23	2014-10-28	2014-11-25
Standard	L, K, D1 D2-D3	L, K, D1, D2-D3, D3-D4	D1, D2-D3, D3-D4, D4-D5, D5-D6, D7	L, K, D1, D2-D3, D4-D5, D7
Metaller	L, K, D1, D2-D3	D3-D4	D7	-
PAH	-	L, K, D1, D2-D3	D5-D6, D7	D7
Lakvattenprov	-			L
Syrgasprover	2a, 2b, 3a, 3b	1, B, 2a, 2b, 3a, 3b, 4a, 4b, 5a, 5b, 7	1, B, 2a, 2b, 3a, 3b, 4a, 4b, 5a, 5b, 7	1, B, 2a, 2b, 3a, 3b, 4a, 4b, 5a, 5b, 7, D2-D3, D3-D4, D4-D5, D5-D6

I Tabell A1.2 listas de ingående parametrarna i de olika provtagningspaketen.

Tabell A1.2. De ingående parametrarna i de olika paket som undersöks.

Provtagningspaket	Ingående parametrar
Standard	Lukt, styrka, vid 20°C Lukt, art, vid 20°C Turbiditet Färg pH Temperatur vid pH-mätning Alkalinitet Konduktivitet Klorid Sulfat Fluorid COD-Mn Ammonium Ammonium-nitrogen Fosfat Fosfat-fosfor Nitrat Nitrat-nitrogen Nitrit Nitrit-nitrogen NO ₃ /50+NO ₂ /0,5 Totalhårdhet Natrium, Na (end surgjort)

Provtagningspaket	Ingående parametrar
<i>fortsättning, Standard</i>	Kalium, K (end surgjort) Kalcium, Ca (end surgjort) Järn, Fe (end surgjort) Magnesium, Mg (end surgjort) Mangan, Mn (end surgjort) Koppar, Cu (end surgjort)
Metaller	Arsenik, As (filtrerat) Bly, Pb (filtrerat) Kadmium, Cd (filtrerat) Kobolt, Co (filtrerat) Koppar, Cu (filtrerat) Krom, Cr (filtrerat) Nickel, Ni (filtrerat) Vanadin, V (filtrerat) Zink, Zn (filtrerat)
PAH	Acenaften Acenaftylen Antracen Benso(a)antracen Benso(a)pyren Benso(b,k)fluoranten Benso(g,h,i)perylene Dibenso(a,h)antracen Fenantren Fluoranten Fluoren Indeno(1,2,3-cd)pyren Krysen Naftalen Pyren Summa cancerogena PAH Summa PAH med hög molekylvikt Summa PAH med låg molekylvikt Summa PAH med medelhög molekylvikt Summa övriga PAH
Lakvattenprov	En stor mängd olika föreningar och parametrar, främst organiska föreningar. För fullständig lista, se resultat från Lakvattenprovet i Tabell A2.6.
Syrgasprover	Syrgashalt, syrgasmättnad, temperatur

Appendix 2

Resultat från provtagning vid St. Hans

Syrgasmätningar

Tabell A2.1. Syrgasmätningar, St. Hans

Datum	Mätpunkt	Djup [m]	Syrgashalt [mg/l]	Syrgasmättnad [%]	Temperatur [°C]
14-08-25	2a	-0,5	9,62	98,7	16,3
14-08-25	2a	-1,5	9,51	97,2	16,2
14-08-25	2b	-0,5	10,64	110,2	16,8
14-08-25	2b	-1,5	9,07	92,9	16,3
14-08-25	3a	-0,5	9,14	96,1	17,5
14-08-25	3a	-1,5	8,27	84,2	16
14-08-25	3b	-0,5	9,4	95,8	16
14-08-25	3b	-1,5	7,88	79,8	15,7
14-09-23	1	-0,5	5,74	54,9	13,4
14-09-23	B	-0,5	9,75	92,4	13,1
14-09-23	2a	-0,5	9,71	92,2	13,1
14-09-23	2a	-1,5	0,17*	1,6*	13,6
14-09-23	2b	-0,5	9,54	90,3	13
14-09-23	2b	-1,5	8,07	76,4	13
14-09-23	3a	-0,5	5,41	50,9	12,8
14-09-23	3a	-1,5	5,44	51,1	12,7
14-09-23	3b	-0,5	5,43	51,4	13,1
14-09-23	3b	-1,5	5,26	49,5	12,8
14-09-23	4a	-0,5	8,36	81,8	14,5
14-09-23	4a	-1,5	8,26	80,4	14,3
14-09-23	4b	-0,5	8,35	81,4	14,3
14-09-23	4b	-1,5	8,21	80,7	14,7
14-09-23	5a	-0,5	10,33	99,9	14
14-09-23	5a	-1,5	10,07	97,6	14,1
14-09-23	5b	-0,5	10,59	102,7	14,1
14-09-23	5b	-1,5	10,49	101	13,8
14-09-23	7	-0,5	10,43	100,2	13,7
14-09-23	7	-1,5	10,72	101,4	13
14-10-28	1	-0,5	2,55	23,1	11,1
14-10-28	B	-0,5	7,36	66,8	11,2
14-10-28	2a	-0,5	5,27	48,2	11,5
14-10-28	2a	-1,5	0,11*	1*	11,6
14-10-28	2b	-0,5	5,9	54,5	11,9
14-10-28	2b	-1,5	0,11*	1*	11,7
14-10-28	3a	-0,5	5,23	47,4	11,2
14-10-28	3a	-1,5	5,06	45,8	11
14-10-28	3b	-0,5	5,14	46,5	11,1
14-10-28	3b	-1,5	5,11	46,2	11
14-10-28	4a	-0,5	5,3	48	11,1
14-10-28	4a	-1,5	5,23	47,2	11
14-10-28	4b	-0,5	5,57	50,7	11,3
14-10-28	4b	-1,5	5,24	47,4	11
14-10-28	5a	-0,5	5,21	47,1	11
14-10-28	5a	-1,5	5,19	46,8	11

Datum	Mätpunkt	Djup [m]	Syrgashalt [mg/l]	Syrgasmättnad [%]	Temperatur [°C]
14-10-28	5b	-0,5	5,66	51,6	11,4
14-10-28	5b	-1,5	5,15	46,5	11
14-10-28	7	-0,5	5,66	51,7	11,5
14-10-28	7	-1,5	5,6	50,7	11,1
14-11-25	1	-0,3	3,18	25,6	6,4
14-11-25	B	-0,3	8,73	69,2	5,9
14-11-25	B	-1,3	8,2	65,3	6
14-11-25	2a	-0,3	6,58	53,7	7,1
14-11-25	2a	-1,3	6,34	51,9	7,1
14-11-25	2b	-0,3	6,65	53,8	6,7
14-11-25	2b	-1,3	6,53	52,9	6,7
14-11-25	3a	-0,3	6,13	49	6,2
14-11-25	3a	-1,3	6,13	49	6,2
14-11-25	3b	-0,3	6,04	48,3	6,2
14-11-25	3b	-1,3	6,08	48,6	6,2
14-11-25	4a	-0,3	5,71	45,4	6
14-11-25	4a	-1,3	5,54	44,2	6
14-11-25	4b	-0,3	5,78	45,8	5,8
14-11-25	4b	-1,3	5,46	43,6	6,1
14-11-25	5a	-0,3	6,65	52,8	5,9
14-11-25	5a	-1,3	6,36	50,7	6,1
14-11-25	5b	-0,3	6,82	53,8	5,7
14-11-25	5b	-1,3	6,39	51,1	6,2
14-11-25	7	-0,3	7,92	63,3	6,2
14-11-25	7	-1,3	7,84	62,3	6
14-11-25	Damm 2-3, Ut 2		6,79	54,1	6,1
14-11-25	Damm 2-3, In 3		6,14	49,2	6,2
14-11-25	Damm 3-4, Ut 3		4,03	31,5	5,4
14-11-25	Damm 3-4, In 4		5,6	44,6	6
14-11-25	Damm 4-5, Ut 4		4,46	34,6	5,1
14-11-25	Damm 4-5, In 5		5,99	47,1	5,5
14-11-25	Damm 5-6, Ut 5		7,15	56,3	5,5
14-11-25	Damm 5-6, In 6		6,96	54,6	5,4
14-12-12	1	-0,3	8,49	64,7	3,6
14-12-12	B	-0,3	11,88	89,4	3,1
14-12-12	B	-1,3	11,35	85,8	3,3
14-12-12	2a	-0,3	10,2	80,2	4,7
14-12-12	2a	-1,3	9,89	78,2	4,9
14-12-12	2b	-0,3	10,52	82,2	4,5
14-12-12	2b	-1,3	10,5	81,9	4,4
14-12-12	3a	-0,3	8,92	68,4	3,8
14-12-12	3a	-1,3	8,86	67,9	3,3
14-12-12	3b	-0,3	8,95	68,6	3,7
14-12-12	3b	-1,3	8,98	68,7	3,7
14-12-12	4a	-0,3	9,53	72,1	3,3
14-12-12	4a	-1,3	9,46	71,6	3,3
14-12-12	4b	-0,3	9,67	73,1	3,2
14-12-12	4b	-1,3	9,59	72,5	3,2
14-12-12	5a	-0,3	9,74	73,5	3,2
14-12-12	5a	-1,3	9,64	72,7	3,2
14-12-12	5b	-0,3	9,81	74,1	3,2

Datum	Mätpunkt	Djup [m]	Syrgashalt [mg/l]	Syrgasmättnad [%]	Temperatur [°C]
14-12-12	5b	-1,3	9,77	73,9	3,3
14-12-12	7	-0,3	10,1	76,5	3,3
14-12-12	7	-1,3	9,92	74,7	3,1
14-12-12	Damm 2-3, Ut 2		10,62	82,9	4,2
14-12-12	Damm 2-3, In 3		9,01	69,1	3,8
14-12-12	Damm 3-4, Ut 3		9,22	70,2	3,5
14-12-12	Damm 3-4, In 4		9,57	72,5	3,3
14-12-12	Damm 4-5, Ut 4		9,44	71,4	3,2
14-12-12	Damm 4-5, In 5		9,86	74,6	3,3
14-12-12	Damm 5-6, Ut 5		9,98	75,7	3,3
14-12-12	Damm 5-6, In 6		9,97	75,4	3,3

*De låga mätningsresultaten beror på att syrgaselektroden låg i bottensedimentet. Dessa mätningar kan därför bortses från.

2014-08-25

Tabell A2.2. Resultat från provtagning 2014-08-25

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	Enhet
Lukt, styrka, vid 20°C	tydlig	ingen	ingen	ingen				
Lukt, art, vid 20°C	oljeliknande	ingen	ingen	ingen				
Turbiditet	450	13	44	5,1				FNU
Färg (410 nm)	110	130	150	59				mg Pt/l
pH	7,3	7,5	8,1	7,9				
Temperatur vid pH-mätning	22,9	23,1	22,8	23,4				°C
Alkalinitet	1100	340	430	500				mg HCO ₃ /l
Konduktivitet	210	140	140	150				mS/m
Klorid	180	130	200	220				mg/l
Sulfat	13	230	32	27				mg/l
Fluorid	0,33	0,55	0,28	0,3				mg/l
COD-Mn	18	19	19	15				mg O ₂ /l
Ammonium	21	0,99	7,6	8,4				mg/l
Ammonium-nitrogen (NH ₄ -N)	16	0,77	5,9	6,5				mg/l
Fosfat (PO ₄)	0,052	1,4	<0,020	<0,020				mg/l
Fosfat-fosfor (PO ₄ -P)	0,017	0,47	<0,0050	<0,0050				mg/l
Nitrat (NO ₃)	0,93	2,7	1,3	1,2				mg/l
Nitrat-nitrogen (NO ₃ -N)	0,21	0,62	0,3	0,28				mg/l
Nitrit (NO ₂)	0,13	0,56	0,31	0,49				mg/l
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)	0,04	0,17	0,094	0,15				mg/l
NO ₃ /50+NO ₂ /0,5	<1,0	>1,0	<1,0	>1,0				mg/l
Totalhårdhet (°dH)	56	37	31	34				°dH
Natrium, Na (end surgjort)	79	22	38	45				mg/l
Kalium, K (end surgjort)	18	37	38	28				mg/l
Kalcium, Ca (end surgjort)	320	240	190	210				mg/l

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	Enhet
Järn, Fe (end surgjort)	30	0,53	4,1	0,31				mg/l
Magnesium, Mg (end surgjort)	46	12	15	20				mg/l
Mangan, Mn (end surgjort)	1,3	1,8	0,51	0,33				mg/l
Arsenik, As (filtrerat)	0,0027	0,0047	0,0016	0,0018				mg/l
Bly, Pb (filtrerat)	<0,00010	0,0003	<0,000020	<0,000020				mg/l
Kadmium, Cd (filtrerat)	<0,000040	0,0003	0,000031	<0,000010				mg/l
Kobolt, Co (filtrerat)	0,002	0,008	0,0012	0,0013				mg/l
Koppar, Cu (end surgjort)	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020				mg/l
Koppar, Cu (filtrerat)	0,00073	0,0042	0,0041	0,0027				mg/l
Krom, Cr (filtrerat)	0,00055	<0,00020	0,00025	0,00025				mg/l
Nickel, Ni (filtrerat)	0,0027	0,027	0,0027	0,0031				mg/l
Vanadin, V (filtrerat)	<0,00040	0,00079	0,0002	0,00035				mg/l
Zink, Zn (filtrerat)	0,002	0,041	0,0041	0,0013				mg/l

2014-09-23

Tabell A2.3. Resultat från provtagning 2014-09-23

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	Enhet
Lukt, styrka, vid 20°C	tydlig	tydlig	svag	tydlig	tydlig			
Lukt, art, vid 20°C	sjöliknande	Sjöliknande	jordliknande	unken	unken			
Turbiditet	63	2,1	14	5,3	2,7			FNU
Färg (410 nm)	100	36	120	61	56			mg Pt/l
pH	7,5	7,8	7,7	7,7	7,8			
Temperatur vid pH-mätning	19,1	22,6	22,3	22,6	22,4			°C
Alkalinitet	1100	490	350	600	540			mg HCO ₃ /l
Konduktivitet	200	150	110	150	140			mS/m
Klorid	180	97	150	170	180			mg/l

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	Enhet
Sulfat	8,4	300	23	17	19			mg/l
Fluorid	0,32	0,66	0,28	0,28	0,29			mg/l
COD-Mn	14	9,1	16	13	14			mg O2/l
Ammonium	19	0,12	6,6	9,5	5,1			mg/l
Ammonium-nitrogen (NH4-N)	15	0,09	5,1	7,4	4			mg/l
Fosfat (PO4)	< 0,020	0,4	< 0,020	< 0,020	< 0,020			mg/l
Fosfat-fosfor (PO4-P)	< 0,0050	0,13	0,005	0,006	< 0,0050			mg/l
Nitrat (NO3)	0,58	1,3	< 0,44	1,2	2			mg/l
Nitrat-nitrogen (NO3-N)	0,13	0,3	< 0,10	0,26	0,45			mg/l
Nitrit (NO2)	0,043	0,053	0,18	0,24	0,36			mg/l
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	0,013	0,016	0,054	0,073	0,11			mg/l
NO3/50+NO2/0,5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0			mg/l
Totalhårdhet (°dH)	52	43	23	33	31			°dH
Natrium, Na (end surgjort)	71	21	28	57	50			mg/l
Kalium, K (end surgjort)	17	16	39	24	26			mg/l
Kalcium, Ca (end surgjort)	300	290	150	190	180			mg/l
Järn, Fe (end surgjort)	3,8	0,25	1	0,5	0,19			mg/l
Magnesium, Mg (end surgjort)	43	15	11	25	23			mg/l
Mangan, Mn (end surgjort)	1,1	1,9	0,34	0,24	0,088			mg/l
Arsenik, As (filtrerat)					0,0019			mg/l
Bly, Pb (filtrerat)					< 0,000020			mg/l
Kadmium, Cd (filtrerat)					<0,000010			mg/l
Kobolt, Co (filtrerat)					0,0011			mg/l
Koppar, Cu (end surgjort)	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020			mg/l
Koppar, Cu (filtrerat)					0,0014			mg/l
Krom, Cr (filtrerat)					0,00021			mg/l
Nickel, Ni (filtrerat)					0,0021			mg/l
Vanadin, V (filtrerat)					0,000085			mg/l

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	Enhet
Zink, Zn (filtrerat)					0,00098			mg/l
Acenaften	0,011	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Acenaftylen	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Antracen	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Benso(a)antracen	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Benso(a)pyren	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Benso(b,k)fluoranten	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020				µg/l
Benso(g,h,i)perylen	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Dibenso(a,h)antracen	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Fenantren	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Fluoranten	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Fluoren	0,011	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Krysen	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Naftalen	0,02	< 0,020	< 0,020	< 0,020				µg/l
Pyren	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010				µg/l
Summa cancerogena PAH	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20				µg/l
Summa PAH med hög molekylvikt	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30				µg/l
Summa PAH med låg molekylvikt	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20				µg/l
Summa PAH med medelhög molekylvikt	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30				µg/l
Summa övriga PAH	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30				µg/l

2014-10-28

Tabell A2.4. Resultat från provtagning 2014-10-28

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7	Enhet
Lukt, styrka, vid 20°C			ingen	ingen	ingen	svag	svag	svag	
Lukt, art, vid 20°C			ingen	ingen	ingen	mossa	mossa	mossa	
Turbiditet			160	60	31	27	33	28	FNU
Färg (410 nm)			1000	350	310	310	310	230	mg Pt/l
pH			7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	
Temperatur vid pH-mätning			17,7	21,3	22	22,2	22,3	22,3	°C
Alkalinitet			380	600	470	350	310	290	mg HCO ₃ /l
Konduktivitet			120	120	110	85	78	75	mS/m
Klorid			140	88	77	69	65	65	mg/l
Sulfat			84	44	46	42	38	36	mg/l
Fluorid			0,53	0,58	0,53	0,48	0,43	0,36	mg/l
COD-Mn			89	27	34	32	29	26	mg O ₂ /l
Ammonium			6,6	6,7	4,1	2,6	2,1	2,1	mg/l
Ammonium-nitrogen (NH ₄ -N)			5,1	5,2	3,2	2	1,6	1,6	mg/l
Fosfat (PO ₄)			1,7	1	1,2	1,8	1,6	1,1	mg/l
Fosfat-fosfor (PO ₄ -P)			0,54	1,33	0,38	0,6	0,52	0,35	mg/l
Nitrat (NO ₃)			0,71	0,97	1,4	1,4	1,5	2,9	mg/l
Nitrat-nitrogen (NO ₃ -N)			0,16	0,22	0,32	0,31	0,34	0,66	mg/l
Nitrit (NO ₂)			<0,0070	0,16	0,36	0,3	0,26	0,39	mg/l
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)			<0,0020	0,049	0,11	0,09	0,08	0,12	mg/l
NO ₃ /50+NO ₂ /0,5			<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	mg/l
Totalhårdhet (°dH)			18	31	25	19	18	17	°dH
Natrium, Na (end surgjort)			46	36	29	23	22	21	mg/l
Kalium, K (end surgjort)			140	36	39	39	35	29	mg/l
Kalcium, Ca (end surgjort)			110	190	160	120	110	100	mg/l

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7	Enhet
Järn, Fe (end surgjort)			4,2	4,3	2,2	1,5	1,3	0,81	mg/l
Magnesium, Mg (end surgjort)			12	17	14	10	9,2	8,9	mg/l
Mangan, Mn (end surgjort)			0,42	0,91	1,53	0,59	0,46	0,22	mg/l
Arsenik, As (filtrerat)								0,0025	mg/l
Bly, Pb (filtrerat)								0,00022	mg/l
Kadmium, Cd (filtrerat)								0,000021	mg/l
Kobolt, Co (filtrerat)								0,00086	mg/l
Koppar, Cu (end surgjort)			0,02	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	mg/l
Koppar, Cu (filtrerat)								0,0052	mg/l
Krom, Cr (filtrerat)								0,00029	mg/l
Nickel, Ni (filtrerat)								0,0015	mg/l
Vanadin, V (filtrerat)								0,00073	mg/l
Zink, Zn (filtrerat)								0,0049	mg/l
Acenaften							<0,010	<0,010	µg/l
Acenaftylen							<0,010	<0,010	µg/l
Antracen							<0,010	<0,010	µg/l
Benso(a)antracen							0,013	<0,010	µg/l
Benso(a)pyren							0,021	0,016	µg/l
Benso(b,k)fluoranten							0,047	0,032	µg/l
Benso(g,h,i)perylen							0,017	<0,010	µg/l
Dibenso(a,h)antracen							<0,010	<0,010	µg/l
Fenantren							<0,010	<0,010	µg/l
Fluoranten							0,032	0,016	µg/l
Fluoren							<0,010	<0,010	µg/l
Indeno(1,2,3-cd)pyren							0,02	0,011	µg/l
Krysen							0,016	<0,010	µg/l
Naftalen							<0,020	<0,020	µg/l
Pyren							0,031	0,015	µg/l
Summa cancerogena PAH							<0,20	<0,20	µg/l

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7	Enhet
Summa PAH med hög molekylvikt							<0,30	<0,30	µg/l
Summa PAH med låg molekylvikt							<0,20	<0,20	µg/l
Summa PAH med medelhög molekylvikt							<0,30	<0,30	µg/l
Summa övriga PAH							<0,30	<0,30	µg/l

2014-11-25

Tabell A2.5. Resultat från provtagning 2014-11-25

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7	Enhet
Lukt, styrka, vid 20°C	ingen	ingen	ingen	ingen		ingen		ingen	
Lukt, art, vid 20°C	ingen	ingen	ingen	ingen		ingen		ingen	
Turbiditet	99	8,2	320	48		3,9		6,7	FNU
Färg (410 nm)	320	61	1800	210		81		120	mg Pt/l
pH	7,5	7,9	7,6	7,8		8		8,1	
Temperatur vid pH-mätning	16,9	21,8	16,4	17,1		21,7		21,8	°C
Alkalinitet	910	260	680	800		580		340	mg HCO ₃ /l
Konduktivitet	160	71	160	150		130		86	mS/m
Klorid	110	74	170	120		100		75	mg/l
Sulfat	32	19	30	31		37		38	mg/l
Fluorid	0,41	0,4	0,58	0,37		0,31		0,31	mg/l
COD-Mn	9,9	8,8	78	22		16		16	mg O ₂ /l
Ammonium	11	0,063	12	10		2,7		<0,010	mg/l
Ammonium-nitrogen (NH ₄ -N)	8,3	0,049	9,3	8,1		2,1		<0,010	mg/l
Fosfat (PO ₄)	0,046	0,08	1,2	0,13		0,26		0,67	mg/l
Fosfat-fosfor (PO ₄ -P)	0,015	0,026	0,38	0,043		0,086		0,22	mg/l
Nitrat (NO ₃)	0,53	0,62	<0,44	1,1		13		8,8	mg/l
Nitrat-nitrogen (NO ₃ -N)	0,12	0,14	<0,10	0,24		2,9		2	mg/l

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7	Enhet
Nitrit (NO2)	0,026	<0,0070	<0,0070	0,046		0,33		<0,0070	mg/l
Nitrit-nitrogen (NO2-N)	0,008	<0,0020	<0,0020	0,014		0,1		<0,0020	mg/l
NO3/50+NO2/0,5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0		<1,0		<1,0	mg/l
Totalhårdhet (°dH)	42	17	26	35		31		20	°dH
Natrium, Na (end surgjort)	47	18	49	46		40		24	mg/l
Kalium, K (end surgjort)	12	8,9	180	45		38		32	mg/l
Kalcium, Ca (end surgjort)	260	110	150	220		190		120	mg/l
Järn, Fe (end surgjort)	8,7	0,29	5,8	1,8		0,23		0,44	mg/l
Magnesium, Mg (end surgjort)	25	7,9	19	23		19		11	mg/l
Mangan, Mn (end surgjort)	1,5	0,2	0,9	0,97		0,19		0,025	mg/l
Arsenik, As (filtrerat)									mg/l
Bly, Pb (filtrerat)									mg/l
Kadmium, Cd (filtrerat)									mg/l
Kobolt, Co (filtrerat)									mg/l
Koppar, Cu (end surgjort)	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020		<0,020		<0,020	mg/l
Koppar, Cu (filtrerat)									mg/l
Krom, Cr (filtrerat)									mg/l
Nickel, Ni (filtrerat)									mg/l
Vanadin, V (filtrerat)									mg/l
Zink, Zn (filtrerat)									mg/l
Acenaften								<0,010	µg/l
Acenaftylen								<0,010	µg/l
Antracen								<0,010	µg/l
Benso(a)antracen								<0,010	µg/l
Benso(a)pyren								<0,010	µg/l
Benso(b,k)fluoranten								<0,020	µg/l
Benso(g,h,i)perylen								<0,010	µg/l
Dibenso(a,h)antracen								<0,010	µg/l
Fenantren								<0,010	µg/l

Parameter	Lakvattenbrunn	Kompostpump	D1	D2-D3	D3-D4	D4-D5	D5-D6	D7	Enhet
Fluoranten								<0,010	µg/l
Fluoren								<0,010	µg/l
Indeno(1,2,3-cd)pyren								<0,010	µg/l
Krysen								<0,010	µg/l
Naftalen								<0,020	µg/l
Pyren								<0,010	µg/l
Summa cancerogena PAH								<0,20	µg/l
Summa PAH med hög molekylvikt								<0,30	µg/l
Summa PAH med låg molekylvikt								<0,20	µg/l
Summa PAH med medelhög molekylvikt								<0,30	µg/l
Summa övriga PAH								<0,30	µg/l
BOD7	3								mg/l

Lakvattenprov 2014-11-25

Tabell A2.6. Resultat från lakvattenprov 2014-11-25

Parameter	L	Enhet
Tetrakloreten	<0,1	µg/l
Bensen	0,4	µg/l
Etylbensen	<0,1	µg/l
Toluen	0,2	µg/l
o-Xylen	<0,1	µg/l
m+p-Xylen	0,3	µg/l
S:a Xylen	0,3	µg/l
Styren	0,3	µg/l
1,2,4-Trimetylbensen	0,3	µg/l
1,3,5-Trimetylbensen	0,1	µg/l
Propylbensen	<0,1	µg/l
iso-Propylbensen	<0,1	µg/l
n-Butylbensen	<0,1	µg/l
sec-Butylbensen	<0,1	µg/l
tert-Butylbensen	<0,1	µg/l
p-Isopropyltoluen	<0,1	µg/l
Klormetan	<0,2	µg/l
Diklormetan	<0,2	µg/l
Vinylklorid	<0,2	µg/l
1,1-Dikloreten	<0,1	µg/l
trans-1,2-Dikloreten	<0,1	µg/l
cis-1,2-Dikloreten	<0,1	µg/l
1-Kloretan	<0,1	µg/l
Fluorotriklorometan (CFC-11)	<0,1	µg/l
Triklormetan	<0,2	µg/l
Tetraklormetan	<0,1	µg/l
1,1-Dikloretan	<0,1	µg/l
1,2-Dikloretan	<0,1	µg/l
1,1,1-Trikloretan	<0,1	µg/l
1,1,2-Trikloretan	<0,1	µg/l
1,1,1,2-Tetrakloretan	<0,1	µg/l
1,1,2,2-Tetrakloretan	<0,1	µg/l
Trikloretan	<0,1	µg/l
2,2-Diklorpropan	<0,1	µg/l
1,2-Diklorpropan	<0,1	µg/l
1,3-Diklorpropan	<0,1	µg/l
1,2,3-Triklorpropan	<0,1	µg/l
1,1-Diklorpropen	<0,1	µg/l
Dichlorpropen, cis	<0,1	µg/l
Diklorpropen, trans	<0,1	µg/l
Metylbromid	<0,1	µg/l
Bromklormetan	<0,1	µg/l

Parameter	L	Enhet
Dibrommetan	<0,1	µg/l
1,2-Dibrommetan	<0,1	µg/l
Tribrommetan	<0,1	µg/l
Bromdiklormetan	<0,1	µg/l
Dibromklormetan	<0,1	µg/l
1,2-Dibrom-3-klorpropan	<0,1	µg/l
Brombensen	<0,1	µg/l
Arsenik As	<3,0	µg/l
Antimon Sb	<5,0	µg/l
Barium Ba	190	µg/l
Beryllium Be	<1,0	µg/l
Kadmium Cd	<0,40	µg/l
Krom Cr	<2,0	µg/l
Kobolt Co	2,1	µg/l
Koppar Cu	<3,0	µg/l
Kvicksilver Hg	<0,040	µg/l
Bly Pb	<3,0	µg/l
Molybden Mo	<2,0	µg/l
Nickel Ni	3,6	µg/l
Selen Se	<5,0	µg/l
Tenn Sn	<5,0	µg/l
Vanadin V	<2,0	µg/l
Zink Zn	<5,0	µg/l
Fenol	<0,5	µg/l
o-Kresol	<0,3	µg/l
3-Metylfenol	<0,3	µg/l
4-Metylfenol	<0,2	µg/l
Kresoler	0	µg/l
2,4-Dimetylfenol	0,02	µg/l
2,5-Dimetylfenol	<0,02	µg/l
2,6-Dimetylfenol	0,29	µg/l
3,4-Dimetylfenol	<0,02	µg/l
o-Etylfenol	<0,03	µg/l
m-Etylfenol	0,02	µg/l
Tymol	<0,01	µg/l
4-Etyl/2,3-/3,5-Dimetylfenol	<0,02	µg/l
Naftalen	<0,4	µg/l
Acenaftylen	<0,04	µg/l
Acenaften	0,1	µg/l
Fluoren	0,1	µg/l
Fenantren	0,09	µg/l
Antracen	0,03	µg/l
Fluoranten	0,03	µg/l
Pyren	<0,06	µg/l
Benso(a)antracen	<0,04	µg/l

Parameter	L	Enhet
Krysen	<0,02	µg/l
Benso(b,k)fluoranten	<0,06	µg/l
Benso(a)pyren	<0,1	µg/l
Dibenso(a,h)antracen	<0,08	µg/l
Benso(ghi)perylene	<0,1	µg/l
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,06	µg/l
S:a PAH 10 (enl. holländska VROM)	<0,8	µg/l
S:a PAH 16 (enl. US EPA)	<1,1	µg/l
Klorbensen	<0,05	µg/l
1,2-Diklorbensen	<0,1	µg/l
1,3-Diklorbensen	<0,1	µg/l
1,4-Diklorbensen	<0,1	µg/l
1,2,3-Triklorbensen	<0,1	µg/l
1,2,4-Triklorbensen	<0,1	µg/l
1,3,5-Triklorbensen	<0,01	µg/l
1,2,3,4-Tetraklorbensen	<0,02	µg/l
1,2,3,5/1,2,4,5-Tetraklorbensen	<0,02	µg/l
Pentaklorbensen	<0,01	µg/l
Hexachlorobenzene	<0,03	µg/l
4-Klor-3-metylfenol	<0,02	µg/l
o-Klorfenol	<0,1	µg/l
m-Klorfenol	<0,02	µg/l
p-Klorfenol	<0,02	µg/l
2,3-Diklorfenol	<0,02	µg/l
2,4/2,5-Diklorfenol	<0,01	µg/l
2,6-Diklorfenol	<0,03	µg/l
3,4-Diklorfenol	<0,02	µg/l
3,5-Diklorfenol	<0,03	µg/l
2,3,4-Triklorfenol	<0,02	µg/l
2,3,5-/2,4,5-Triklorfenol	<0,02	µg/l
2,3,6-Triklorfenol	<0,01	µg/l
2,4,6-Triklorfenol	<0,05	µg/l
3,4,5-Triklorfenol	<0,01	µg/l
2,3,4,5-Tetraklorfenol	<0,01	µg/l
2,3,4,6 / 2,3,5,6-Tetraklorfenol	<0,02	µg/l
Pentaklorfenol	<0,01	µg/l
PCB 28	<0,01	µg/l
PCB 52	<0,01	µg/l
PCB 101	<0,01	µg/l
PCB 118	<0,01	µg/l
PCB 138	<0,01	µg/l
PCB 153	<0,01	µg/l
PCB 180	<0,01	µg/l
S:a PCB 6	<0,06	µg/l
S:a PCB (7st)	<0,07	µg/l

Parameter	L	Enhet
o/p-Klornitrobensen	<0,2	µg/l
m-Klornitrobensen	<0,2	µg/l
2,3-Diklornitrobensen	<0,1	µg/l
2,4-Diklornitrobensen	<0,1	µg/l
2,5-Diklornitrobensen	<0,1	µg/l
3,4-Diklornitrobensen	<0,1	µg/l
3,5-Diklornitrobensen	<0,06	µg/l
1-Klornaftalen	<0,02	µg/l
2-Klortoluen	<0,1	µg/l
4-Klortoluen	<0,1	µg/l
DDE, p,p'-	<0,01	µg/l
DDE-o,p	<0,01	µg/l
DDT,p,p'-	<0,2	µg/l
4,4 -DDD/2,4 -DDT	<0,02	µg/l
DDD-o,p	<0,01	µg/l
Aldrin	<0,02	µg/l
Dieldrin	<0,02	µg/l
Endrin	<0,02	µg/l
HCH, alpha-	<0,08	µg/l
HCH-beta	<0,07	µg/l
HCH,gamma- (Lindane)	<0,1	µg/l
HCH-delta	<0,04	µg/l
Endosulfan-alpha	<0,05	µg/l
Endosulfansulphate-alpha	<0,03	µg/l
Chlordane-alpha	<0,01	µg/l
Chlordane-gamma	<0,01	µg/l
Heptachlor	<0,01	µg/l
Heptachlor epoxide	<0,03	µg/l
Hexachlorobutadiene (HCBD)	<0,1	µg/l
Isodrin	<0,1	µg/l
Telodrin	<0,07	µg/l
Tetradifon	<0,07	µg/l
Azinphos-ethyl	<0,1	µg/l
Azinphos-methyl	<0,07	µg/l
Bromophos-ethyl	<0,07	µg/l
Bromophos-methyl	<0,06	µg/l
Chlorpyrifos-ethyl	<0,06	µg/l
Chlorpyrifos-methyl	<0,1	µg/l
Coumaphos	<0,02	µg/l
Demeton-S	<0,05	µg/l
Demeton-O	<0,05	µg/l
Diazinon	<0,04	µg/l
Dichlorvos	<0,1	µg/l
Disulfoton	<0,04	µg/l
Fenitrothion	<0,1	µg/l

Parameter	L	Enhet
Fenthion	<0,1	µg/l
Malathion	<0,1	µg/l
Parathion	<0,2	µg/l
Parathion-methyl	<0,2	µg/l
Pyrazophos	<0,2	µg/l
Triazofos	<0,2	µg/l
Ametryn	<0,1	µg/l
Atrazine	<0,08	µg/l
Cyanazine	<0,1	µg/l
Desmetryn	<0,1	µg/l
Prometryn	<0,1	µg/l
Propazin	<0,08	µg/l
Simazine	<0,2	µg/l
Terbutylazine	<0,06	µg/l
Terbutryn	<0,1	µg/l
Bifenthrin	<0,08	µg/l
Carbaryl	<0,1	µg/l
Cypermethrin A,B, C och D	<0,2	µg/l
Deltamethrin	<0,2	µg/l
Linuron	<0,1	µg/l
Permethrin A	<0,06	µg/l
Permethrin B	<0,06	µg/l
Propachlor	<0,02	µg/l
Trifluralin	<0,02	µg/l
Biphenyl	0,02	µg/l
Nitrobensen	<0,3	µg/l
Dibenzo(b,d)furan	<0,1	µg/l
TPH C10-C12	<10	µg/l
TPH C12-C16	<15	µg/l
TPH (C16-C21)	<15	µg/l
TPH C21-C30	<20	µg/l
TPH C30-C35	<20	µg/l
TPH C35-C40	<20	µg/l

Appendix 3

Referensvärden

Lakvatten från svenska deponier

Tabell A3.1. Lakvattensammansättning från svenska deponier (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000b)

Parameter	Min	Max	Medel	Antal	Enhet
Lukt, styrka, vid 20°C	-				
Lukt, art, vid 20°C	-				
Turbiditet	-				FNU
Färg (410 nm)	-				mg Pt/l
pH	6,4	8,5	7,5	11	
Temperatur, vatten	2	25	16	11	°C
Alkalinitet	300	5100	2800	6	mg HCO ₃ /l
Konduktivitet	490	2730	1210	6	mS/m
Klorid	360	4900	1730	11	mg/l
Sulfat	22	460	180	6	mg/l
Flourid	9,2	12	11	9	mg/l
COD-Cr	250	1300	760	11	mg O ₂ /l
BOD ₇	4	110	26,4	11	mg O ₂ /l
BOD ₇ /COD-Cr	0,01	0,12	0,03	11	
Ammonium	-				mg/l
Ammonium-nitrogen (NH ₄ -N)	93	870	370	11	mg/l
Fosfat (PO ₄)	-				mg/l
Fosfat-fosfor (PO ₄ -P)	0,07	3,5	1,1	11	mg/l
Nitrat (NO ₃)	-				mg/l
Nitrat-nitrogen (NO ₃ -N)	-				mg/l
Nitrit (NO ₂)	-				mg/l
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)	-				mg/l
NO ₃ /50+NO ₂ /0,5	-				mg/l
Totalhårdhet (°dH)	-				°dH
Natrium, Na	77	1730	480	14	mg/l
Kalium, K	44	3500	410	14	mg/l
Kalcium, Ca	21	340	110	14	mg/l
Järn, Fe	0,2	43	7,2	14	mg/l
Magnesium, Mg	14	83	42	14	mg/l
Mangan, Mn	180	5200	1260	14	µg/l
Arsenik, As	ej detekterat	11	3,8	11	µg/l
Bly, Pb	ej detekterat	15	4,9	14	µg/l
Kadmium, Cd	ej detekterat	1,4	0,3	13	µg/l
Kobolt, Co	1,7	21	7,8	14	µg/l
Koppar, Cu	5,8	80	22	14	µg/l
Krom, Cr	1,5	45	17	13	µg/l
Nickel, Ni	9,8	91	30	14	µg/l
Zink, Zn	16	340	63	14	µg/l
Nitrat-N+Nitrit-N	ej detekterat	35	6,7	11	mg/l

Lakvatten från danska deponier

Tabell A3.2. Lakvattensammansättning från gamla danska deponier (Kjeldsen & Christophersen, 2001)

Parameter	Min	Max	Medel	Antal	Enhet
pH			7	131	mS/m
Specifik konduktivitet			300	118	mg/l
Kalcium			280	90	mg/l
Magnesium			60	79	mg/l
Natrium			210	96	mg/l
Kalium			140	85	mg/l
Järn, total			76	80	mg/l
Ammonium			110	104	mg/l
Fosfor, total			1,5	70	mg/l
Mangan			3,5	77	mg/l
Klorid			360	117	mg/l
HCO ₃ ⁻			4100	61	mg/l
Sulfat			150	88	mg/l
Metan			22	17	mg/l
BOD ₅			44	35	mg/l
COD			320	85	mg/l
BOD ₅ /COD			0,11	35	-
TOC			130	32	mg/l
NVOC			82	57	mg/l
AOX			1,1	41	mg/l
Bensen	<1	400	22	62	µg/l
Toluen	<1	900	38	63	µg/l
Xylen	<1	2400	210	63	µg/l
Etylbensen	<100	<100	30	10	µg/l
Naftalen	<1	280	34	27	µg/l
Kloroform	<0,1	5	0,39	14	µg/l
1,1,1-Triklorethan	<0,1	24	3,3	20	µg/l
Trikloretylen	<0,1	24	5,6	23	µg/l
Tetrakloretylen	<0,1	5	3,2	23	µg/l
Fenoler			23	76	µg/l
Kresoler			17	37	µg/l
Xylenoler			27	37	µg/l
Bly			70	58	µg/l
Zink			670	35	µg/l
Kadmium			6,8	55	µg/l
Krom			76	30	µg/l
Koppar			70	29	µg/l
Arsenik			16	20	µg/l
Nickel			130	35	µg/l
Kvicksilver			5,2	35	µg/l
Halogenerade alifater					
Tetraklormetan	<0,1	0,28	0,23		µg/l
Tetraklorethan	<0,1	<0,1	-		µg/l

Prioriterade ämnen enligt Dotterdirektivet (2008/105/EG) till EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG)

Tabell A3.3. Prioriterade ämnen enligt Dotterdirektivet (2008/105/EG) till EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG)

Prioriterat ämne eller ämnesgrupp	Fastställt som prioriterat farligt ämne
Alaklor	
Antracen	X
Atrazin	
Bensen	
Brominerad difenyleter	X
Kadmium och kadmiumföreningar	X
Kloroalkaner C10-13	X
Klorfenvinfos	
Klorpyrifos (klorpyrifosetyl)	
1,2-Dikloretan	
Diklorometan	
Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	X
Diuron	
Endosulfan	X
Fluoranten	
Hexaklorbensen	X
Hexaklorbutadien	X
Hexaklorcyklohexan	X
Isoproturon	
Bly och blyföreningar	
Kvicksilver och kvicksilverföreningar	X
Naftalen	
Nickel och nickelföreningar	
Nonylfenol	X
Oktylfenol	
Pentaklorbensen	X
Pentaklorfenol	
Polyaromatiska kolväten	X
Simazin	
Tributyltenn föreningar	X
Triklorbensener	
Triklormetan (kloroform)	
Trifluralin	X
Dikofol	X
Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS)	X
Kinoxifen	X
Dioxiner och dioxinlika föreningar	X
Aklonifen	
Bifenox	
Cybutryn	
Cypermethrin	
Diklorvos	
Hexabromocyclohexan (HBCDD)	X
Heptaklor och heptaklorepoxyd	X
Terbutryn	

EQS för PAH listade som prioriterade ämnen

Tabell A3.4. EQS för PAH listade som prioriterade ämnen enligt (2008/105/EG)

Ämne	EQS, inlandsytvatten, Årsmedelvärde (µg/l)	EQS, inlandsytvatten, Max tillåtna koncentration (µg/l)	Fastställt som prioriterat farligt ämne
Antracen	0,1	0,1	X
Fluoranten	0,0063	0,12	
Naftalen	2	130	
PAH	-	-	X
Benso(a)pyren	$1,7 \cdot 10^{-4}$	0,27	
Benso(b)fluoranten	-	0,017	
Benso(g,h,i)perylen	-	$8,2 \cdot 10^{-3}$	
Benso(k)fluoranten	-	0,017	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	-	

Villkor som fastställts i domstol

Tabell A3.5. Villkor som fastställts i domstol fram till 2007 (Avfall Sverige, 2012)

Parameter	Sötvatten Riktvärden [mg/l]	Öresund, Sysav Spillepengen Provisoriska villkor [mg/l]	Öresund, LSR Lundåkra Riktvärden [mg/l]
COD _{Cr}	30-130 (TOC)	500	150
BOD ₇	5	10	10
Ammonium-N	3-5		
Tot-P	0,05-0,4	0,5	0,5
Arsenik	0,01		
Kvicksilver	0,0001-0,0005	0,001	0,0002
Kadmium	0,0002-0,0005	0,001	0,0002
Vanadin	0,01	0,05	
Krom	0,02-0,03	0,05	
Bly	0,03-0,06	0,05	
Nickel	0,03-0,06	0,5	
Koppar	0,01-0,02	0,5	
Zink	0,03-0,06	0,5	
Klor	30		
Oljeindex	3	5	
Opolära alifater		5	
Summa PAH _{canc}			0,0005
Summa PAH _{övriga}			0,005

Gränsvärden för dricksvattenkvalitet

Tabell A3.6. Svenska gränsvärden för dricksvattenkvalitet (SLVFS 2001:30)

Parameter	Gränsvärde för dricksvattenkvalitet, tjänligt med anmärkning [mg/l]	Gränsvärde för dricksvattenkvalitet, tjänligt med anmärkning [µg/l]
Ammonium	0,5	-
Järn	0,2	-
Mangan	0,05	-
Kalcium	100	-
Magnesium	30	-
COD _{Mn}	4,0	-
Benso(a)pyren	-	0,01
Bensen		1,0

Kanadensiska riktlinjer för vattenkvalitet

Tabell A3.7. Kanadensiska riktlinjer för vattenkvalitet (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014)

Parameter	Långsiktigt riktvärde
Järn	0,3 mg/l
Antracen	0,012 µg/l
Fluoranten	0,04 µg/l
Naftalen	1,1 µg/l
Benso(a)pyren	0,015 µg/l
Bens(a)antracen	0,018 µg/l
Pyren	0,025 µg/l
Acenaften	5,8 µg/l
Fluoren	3 µg/l
Fenantren	0,4 µg/l
Bensen	370 µg/l
Toluen	2 µg/l
Styren	72 µg/l

Gränsvärden för svenska fiskevatten

Tabell A3.8. Gränsvärden för svenska fiskevatten (SFS 2001:554)

Parameter	Gränsvärde för laxfiskevatten, [mg/l]
Ammonium	1,0

Toxikologisk data

Tabell A3.9. Toxikologisk data från MSB:s databas RIB – farliga ämnen.

LC50, Daphnia magna 48h [mg/l]	LC50, fisk, 96h [mg/l]	EC 50, Daphnia magna, 48h [mg/l]	IC50, alger, 72h [mg/l]
-	-	-	-
-	-	-	-
1,4	2,6	0,35	3,2
-	-	-	-
-	17,5	18,6	0,34
3,6	7,72	3,6	1
6	0,01	4,3	25
2,1	6,3	1,8	23
2,1	<6,7	2,1	23
-	5	0,2	6
-	0,58	3,5	-
-	3,17	0,21	15,5
0,21	0,6	0,1	0,25
-	-	<0,1	-
-	-	<0,01	-
-	-	-	-