



rappport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Karakterisering av utsläpp Jämförelse av olika utsläpp till vatten

Christian Junestedt, Mats Ek, Peter Solyom, Anna Palm,
Cecilia Öman och Olof Cerne

B 1544

November 2003



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title
Telefonnr/Telephone 08 598 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor
Rapportförfattare/author Christian Junestedt, Mats Ek, Peter Solyom, Anna Palm, Cecilia Öman och Olof Cerne	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Karakterisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten	
Sammanfattning/Summary I tidigare studier av utsläpp till vatten har fokus legat på lakvatten från kommunala avfallsupplag (Öman m.fl. 2000a). Syftet med undersökningarna var dels att ta fram och utveckla en metodik för bedömning av lakvatten och dels att utreda vilka typer av kemiska föreningar ett lakvatten normalt innehåller. För att erhålla något slags referensmaterial till de föreningar och ämnen som analyserats i lakvattnen och de halter som mätts upp tidigare startades detta projekt. I projektet har ett antal dagvatten från sorteringsytor provtagits och analyserats tillsammans med ett dagvatten från en avisningsyta vid en flygplats. Dessutom har tre behandlade lakvatten ingått i studien tillsammans med ett grundvatten, ett utgående renat avloppsvatten och ett normalt belastat recipientvatten i närheten av en större stad. Samtliga vattentyper har provtagits och analyserats med hjälp av en tidigare framtagen metodik för bedömning av lakvatten (Öman m.fl. 2000a). Rapporten innehåller data för koncentrationer av ett 100-tal föreningar för de flesta vattnen. Resultaten av studien pekar på att dagvattnen från sorteringsytor tillhör den typ av vatten som innehåller de högsta koncentrationerna av miljöstörande föreningar som lipofila organiska föreningar och tungmetaller. En stor del av föreningarna finns bundna till partiklar i vattnet. Dagvatten från sorteringsytor i Sverige står dock för endast uppskattningsvis 2 % av de totala lakvattenflödet på 12 miljoner kubikmeter Tre grupper av föreningar har visat sig förekomma oftare än andra i stort sett i samtliga vattentyper. Dessa är bromerade flamskyddsmedel, tennorganiska föreningar och nonyl- och oktylfenoletoxilater. I studien har det dessutom framkommit att en stor del av de närvarande lipofila organiska föreningarna och metallerna i en lakvattendamm koncentreras i ytfilmen. Ytfilmen utgör därför en potentiell transportväg för miljöstörande föreningar. Dessutom har det inom projektet visats att både avloppsvatten och lakvatten innehåller kemiska föreningar som kan ha en hormonell effekt.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Dagvatten, lakvatten, recipientvatten, avloppsvatten, kemisk karakterisering, sorteringsytor för avfall, tennorganiska föreningar, bromerade flamskyddsmedel, nonyl- och oktylfenoler	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1544	
Rapporten beställs via /The report can be ordered via Hemsidan: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax: 08-598 563 90 eller IVL, Box 210 60, 100 31 Stockholm.	

Förord

Projektet har initierats av IVL Svenska Miljöinstitutet i samarbete med Naturvårdsverket och följande näringslivsrepresentanter, vilka också stått för finansieringen av projektet.

Sofia Tingstorp	Naturvårdsverket
Stina Lundberg	Naturvårdsverket
Thomas Rihm	RVF (Renhållningsverksföreningen)
Staffan Ågren	Ragnar Sellbergs Stiftelse
Anders Kihl	Ragn Sells AB
Hanna Gustavsson	SÖRAB(Söderhalls Renhållningsverk AB)
Emma Breitholtz	SÖRAB
Anna Thuresson	VMR (Västra Mälardalens Renhållnings AB)
Stina Ljung	LFV(Luftfartsverket)
Leif Johansson	Borlänge Energi
Dan Waldemarsson	NÅRAB
Olle Bergfors	Leksands Kommun
Åsa Winkler	NSR (Nordvästra Skånes Renhållnings AB)
Rickard Wrene	SRV Återvinning
Sture Forsberg	Norrtälje Kommun

Sammanfattning

I tidigare studier av utsläpp till vatten har fokus legat på lakvatten från kommunala avfallsupplag (Öman m.fl. 2000a). Syftet med undersökningarna var dels att ta fram och utveckla en metodik för bedömning av lakvatten och dels att utreda vilka typer av kemiska föreningar ett lakvatten normalt innehåller.

För att erhålla något slags referensmaterial till de föreningar och ämnen som analyserats i lakvattnen och de halter som mätts upp tidigare startades detta projekt. I projektet har ett antal dagvatten från sorteringsytor provtagits och analyserats tillsammans med ett dagvatten från en avisningsyta vid en flygplats. Dessutom har tre behandlade lakvatten ingått i studien tillsammans med ett grundvatten, ett utgående renat avloppsvatten och ett normalt belastat recipientvatten i närheten av en större stad.

Samtliga vattentyper har provtagits och analyserats med hjälp av en tidigare framtagen metodik för bedömning av lakvatten (Öman m.fl. 2000a).

Rapporten innehåller data för koncentrationer av i storleksordningen 200 till 300 föreningar.

Resultaten av studien pekar på att dagvattnen från sorteringsytor tillhör den typ av vatten som innehåller de högsta koncentrationerna av miljöstörande föreningar som lipofila organiska föreningar och tungmetaller. En stor del av föreningarna finns bundna till partiklar i vattnet. Dagvatten från sorteringsytor i Sverige står för uppskattningsvis 2 - 50 % av de totala lakvattenflödet på 12 miljoner kubikmeter. Den stora variationen beror bland annat på hur täckningen av deponin genomförts.

Tre grupper av föreningar har visat sig förekomma oftare än andra i stort sett i samtliga vattentyper. Dessa är bromerade flamskyddsmedel, tennorganiska föreningar och nonyl- och oktylfenoletoxilater.

I studien har det dessutom framkommit att en stor del av de närvarande lipofila organiska föreningarna och metallerna i en lakvattendamm koncentreras i ytfilmen. Ytfilmen utgör därför en potentiell transportväg för miljöstörande föreningar.

Dessutom har det inom projektet visats att både avloppsvatten och lakvatten innehåller kemiska föreningar som kan ha en hormonell effekt.

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	5
2	Förkortningar och definitioner	6
3	Syfte	8
4	Undersökningsmetodik	8
5	Allmänt om provtagning	9
5.1	Provtagna vatten i projektet	9
5.2	Representativitet och jämförelsedata	11
5.3	Nederbörd	13
6	Dagvatten från Arlanda flygplats	14
6.1	Vad är känt om dagvatten vid flygplatser	14
6.2	Syfte	15
6.3	Avisning vid flygplatsen	15
6.4	Provtagning	16
6.5	Resultat	16
6.6	Slutsats angående dagvatten från Arlanda flygplats	20
7	Dagvatten från sorteringsyta för avfall	21
7.1	Bakgrund	21
7.2	Syfte	21
7.3	Provtagning	21
7.4	Resultat	22
7.5	Slutsats angående dagvatten från sorteringsyta	26
7.6	Sediment	26
7.7	Slutsats sediment	28
8	Dagvatten från sorteringsyta för avfall	29
8.1	Bakgrund	29
8.2	Syfte	29
8.3	Provtagning	29
8.4	Resultat	30
8.5	Slutsats för dagvatten från sorteringsyta	32
9	Dagvatten från sorteringsyta för avfall	33
9.1	Bakgrund	33
9.2	Syfte	33
9.3	Provtagning	33
9.4	Resultat	34
9.5	Slutsats för dagvatten från sorteringsyta	35
10	Dagvatten från sorteringsyta för avfall	37
10.1	Bakgrund	37
10.2	Syfte	37
10.3	Provtagning	37
10.4	Resultat	39
10.5	Slutsats angående dagvatten från sorteringsyta samt perkolat från deponi	43
10.6	Sammanfattning dagvatten	44
11	SBR-behandlat lakvatten	46
11.1	Bakgrund	46
11.2	Syfte med studien	46
11.3	Provtagning	46
11.4	Resultat	47
11.5	Slutsats	50
12	Lakvatten behandlat genom luftning och översilning	51

12.1	Bakgrund	51
12.2	Syfte.....	51
12.3	Provtagning	51
12.4	Resultat.....	51
12.5	Slutsats för lakvatten och behandlingsmetod.....	53
13	Lakvatten behandlat genom SBR-anläggning och översilning.....	55
13.1	Bakgrund	55
13.2	Syfte.....	55
13.3	Undersökningsmetodik.....	55
13.4	Resultat.....	55
13.5	Slutsats för lakvatten och behandlingsmetod.....	58
14	Lakvatten och avloppsvatten.....	60
14.1	Bakgrund	60
14.2	Syfte.....	60
14.3	Provtagning	60
14.4	Slutsats.....	60
15	Behandlat kommunalt avloppsvatten	62
15.1	Bakgrund	62
15.2	Syfte.....	62
15.3	Passiva provtagare	62
15.4	Resultat.....	63
15.5	Resultat - passiva provtagare.....	64
15.6	Resultat – Slam.....	64
15.7	Slutsats.....	65
16	Sammanfattning lakvatten.....	66
17	Grundvatten.....	69
17.1	Bakgrund	69
17.2	Syfte.....	69
17.3	Provtagning	69
17.4	Resultat.....	70
17.5	Sediment.....	72
17.6	Slutsats grundvatten.....	72
18	Recipientvatten.....	73
18.1	Bakgrund	73
18.2	Syfte.....	73
18.3	Provtagning	73
18.4	Resultat.....	73
18.5	Slutsats för recipientvatten	75
19	Tre ämnesgrupper.....	77
19.1	Tennorganiska föreningar.....	77
19.2	Bromerade flamskyddsmedel	79
19.3	Nonylfenoler och oktylfenoler.....	81
20	Sammanfattande bedömning	82
21	Referenser	84
	Bilaga 1. Sammanställning av karakteriseringsprogram.....	87
	Bilaga 2. Resultat från analyser av dagvatten.....	91
	Bilaga 3. Resultat från analyser av lakvatten.....	107
	Bilaga 4. Resultat från analyser av övriga vatten	124

1 Bakgrund

Den ökande mängden föroreningar som genereras i vårt moderna samhälle har skapat problem med hur förorenat vatten ska riskbedömas behandlas och omhändertas. Vatten som ska släppas till recipient och som kan innehålla föroreningar är bland annat lakvatten från avfallsupplag, dagvatten samt utgående renat avloppsvatten från reningsverk. Förekomsten av miljöfarliga föroreningar i vattenutsläppen innebär ett hot mot miljön, både på kort och på lång sikt. Utsläppen kan innehålla föroreningar i halter som ofta överstiger kvalitetskraven för yt- och dricksvatten.

På grund av det stora antalet föroreningar som potentiellt sett kan transporteras med de olika vattentyperna är det inte möjligt att analysera alla. Endast en bråkdel är realistiskt att analysera med tanke på befintliga analysmetoder, kostnader och tid. Koncentrationerna av föroreningarna är ofta låga. Trots det kan utsläppen innebära miljörisker eftersom den totala volymen utsläppt vatten ofta medför att utsläppta mängder blir signifikanta. Det gäller särskilt för bioackumulerbara föroreningar som upplagras i miljön. Kunskapen är begränsad om vad som händer med dessa ämnen i naturmiljön och det är därför svårt att bedöma miljöpåverkan. (Öman 1998, Öman m fl. 2000a och b).

För karakterisering av lakvatten från avfallsupplag och lakvattnets giftighet har IVL utarbetat ett förslag till metodik tillsammans med Renhållningsverksföreningen, tolv avfallsbolag, tre länsstyrelser och Naturvårdsverket (Öman m fl. 2000a och b). Metodiken har applicerats på ett tjugotal lakvatten och lakvattensediment. Resultaten pekar på förekomsten av ett stort antal föroreningar. I det här projektet görs försök att sätta in de utförliga lakvattenkarakteriseringarna i ett större sammanhang. Man har sällan letat efter så många föroreningar vid så låga halter i andra undersökningar av olika vatten (exempelvis avloppsvatten och dagvatten från stadsmiljö), och man kan ställa sig frågan om lakvatten är så mycket värre än andra vatten som finns i betydligt större mängder.

2 Förkortningar och definitioner

Aerob	Syrenehållande, syrekrävande
Affinitet till partiklar	Benägenhet att binda till partiklar
Akuttoxisk	Kraftig, tämligen omedelbar giftverkan på en testorganism
Algtest	Toxicitetstest med en mikroskopisk alg
Alifatiska kolväten	Kolväten med raka, ogrenade kolkedjor
Alkalinitet	Alkalinitetens storlek är ett mått på vattnets förmåga att motstå försurning.
Anaerob	Syrefri
AOX	Adsorberbara organiska halogenerade ämnen
Aromatiska kolväten	Kolväten som innehåller bensenringar
Bioackumulerbara	Ämnen som förekommer i högre koncentrationer i organismer än i omgivande media
Biomagnifierbara	Ämnen som förekommer i stigande koncentrationer med ökande trofinivåer, dvs längre upp i näringskedjan
BOD	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand)
COD	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)
Denitrifikation	Reduktion av nitrit eller nitrat under medverkan av bakterier
DOC	Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon)
EC ₅₀ , EC ₂₀ , EC ₁₀	Den koncentration som ger specificerad effekt hos 50 %, 20 % respektive 10 % av försöksorganismerna (Effect Concentration)
EGOM	Extraerbar gaskromatografiskt organiskt material
EOX	Extraerbara organiska halogenerade ämnen
Essentiell	Livsviktig, krävs för överlevnad
Eutrofiering	Övergödning
Halogenerade ämnen	Organiska föreningar som innehåller fluor, klor, brom eller jod
In vitro	I laboratoriemiljö
Katjon	En positivt laddad jon
Kolloider	Små partiklar
K _{ow}	Fördelningskoefficient för ett ämne mellan oktanol och vatten. Mått på ämnets hydrofobicitet
LC ₅₀ , LC ₁₀ , LC ₁₀	Den koncentration som orsakar 50 %, 20 % respektive 10 % dödlighet hos försöksorganismerna (Lethal Concentration)

Lipofila föreningar	Fettlösliga föreningar
LOEC	Den lägsta koncentration där specificerad effekt observeras
Microtox-test	Screeningtest av toxicitet med marin luminicerande bakterie
MVA	Multivariat dataanalys
Nitrifikation	Oxidation av ammoniumjoner (eller ammoniak) till nitrit och nitrat under medverkan av bakterier.
NOEC	Den högsta koncentration där specificerad effekt inte observeras
NOTEL	Den nivå då ingen toxisk effekt observerades (No-observed-toxic effect-level)
pH	Mått på surhet, negativa logaritmen för vätejonaktiviteten i mol/l.
POC	Flyktigt organiskt kol (Puregeable Organic Carbon)
Perkolat	Lakvatten provtaget direkt ut från deponi
Reproduktion	Fortplantning
Suspenderade	Uppslammade
TOC	Totalt organiskt kol (Total Organic Carbon)
Tot-N	Totala halten av kväve
Tot-P	Totala halten av fosfor

Kemiska beteckningar för grundämnena

Ag	Silver	Hg	Kvicksilver	Rb	Rubidium
Al	Aluminium	In	Indium	Rh	Rodium
As	Arsenik	K	Kalium	S	Svavel
Ba	Barium	La	Lantan	Sb	Antimon
Be	Beryllium	Li	Litium	Sc	Skandium
Bi	Vismut	Mg	Magnesium	Se	Selen
Ca	Kalcium	Mn	Mangan	Sn	Tenn
Cd	Kadmium	Mo	Molybden	Sr	Strontium
Co	Kobolt	Na	Natrium	Te	Tellur
Cr	Krom	Nb	Niob	Tl	Tallium
Cu	Koppar	Ni	Nickel	V	Vanadin
Fe	Järn	Pb	Bly	W	Volfram
Ga	Gallium	Pd	Palladium	Y	Yttrium
Ge	Germanium	Pt	Platina	Zn	Zink
				Zr	Zirkonium

3 Syfte

Det övergripande syftet med projektet har varit att sammanställa underlag i form av kemiska beståndsdelar och giftighet för jämförelse av olika slags utsläpp. Eftersom koncentrationerna av en del föreningar i vissa vatten är mycket låga har syftet med studien dessutom varit att utveckla provtagningsmetodiken. Dessutom har metodiken anpassats till mer dynamiska vatten, med stor variation över tiden. Resultaten från de olika karakteriseringarna har sammanställts i en nationell databas som publiceras på Internet. Statistisk behandling av data ger information om normala och avvikande förekomster. I projektet har även ingått att utveckla metoder för systematisering av inmatning i databasen samt att göra systemet enkelt tillgängligt.

4 Undersökningsmetodik

De vatten som ingår i projektet har provtagits och analyserats enligt ett tidigare utvecklat karakteriseringsprogram för lakvatten (Öman m fl. 2000a och b). Programmet inkluderar allmänna parametrar, metaller och andra grundämnen, metallorganiska föreningar, organiska föreningar och toxicitet. Lakvattenprogrammet har utvecklats och anpassats för de vatten som ingår i projektet. De vattentyper som ingår i projektet finns sammanställda i Tabell 1.

Tabell 1. Typ av utsläpp som ingår i projektet.

Typ av utsläpp
Dagvatten från avisningsyta vid flygplats
Dagvatten från sorteringsyta för avfall
Dagvatten från sorteringsyta för avfall
Dagvatten från sorteringsyta för avfall
Dagvatten från sorteringsyta för avfall/perkolat från deponi
Behandlat lakvatten (luftad damm)
Behandlat lakvatten (luftad damm + SBR)
Behandlat lakvatten (SBR +långsamfilter)
Lak- och avloppsvatten (analys m a p hormonella effekter)
Utsläpp från kommunalt reningsverk
Grundvatten opåverkat av lokal utsläppskälla
Normalt belastad recipient i närheten av större stad
SBR (Satsvis Biologisk Rening)

Val av provplatser och karakteriseringsprogram har skett i samråd med anläggningsägare och finansärer.

5 Allmänt om provtagning

Ett karakteriseringsprogram för lakvatten som tagits fram i ett tidigare projekt har varit utgångspunkt för de olika undersökningar som genomförts.

I Bilaga 1 sammanställs alla parametrar som finns namngivna i karakteriseringsprogrammet. Dessutom namnges de enskilda föreningar som ingår i ämnesgrupperna (Öman m fl. 2000). Hur de fem delprogrammen är indelade framgår av Tabell 2.

Tabell 2. De fem delprogrammets huvudindelning

A	Allmän karakterisering
B	Metaller
C	Metallorganiska föreningar
D	Organiska föreningar och organiska summaparametrar
E	Toxicitet

5.1 Provtagna vatten i projektet

5.1.1 Dagvatten

Dagvatten är något som uppstår då ett ytavrinnande regn-, spol- och smältvatten rinner på hårdgjorda ytor, eller på genomsläpplig mark via diken eller ledningar till recipienter (sjöar och vattendrag).

I denna studie har dagvatten provtagits och analyserats ifrån fem olika platser. I fyra av fallen har dagvattnen kommit ifrån sorteringsytor för avfall, där olika typer av avfallsfraktioner sorteras, i vissa fall mellanlagras och även homogeniseras med avseende på partikelstorlek. Vid sorteringsytorna behandlas fraktioner som trä, papper, plast, betong, metallskrot mm.

Ett dagvatten från en avisnings- och parkeringsyta för flygplan har också ingått i studien.

5.1.2 Lakvatten

Lakvatten från totalt fem olika deponier har provtagits och analyserats. Valda platser har i fyra av fem fall infört någon form av lokal rening av lakvattnet. Prover har tagits ut före och efter reningsanläggningen med syftet att bedöma haltreduktioner för olika kemiska parametrar i lakvattnet. Behandlingsmetoderna som studerats har i två fall bestått av en satsvis biologisk reningsanläggning (SBR). I det tredje fallet har en luftad damm studerats. Som slutsteg vid den ena SBR-anläggningen finns ett långsamfilter av sand anlagt. Efter den luftade dammen

respektive SBR-anläggning nummer två har en översilningsyta anlagts som ett sista reningssteg.

Lakvatten har också ingått i en delstudie i denna rapport som behandlar hormonella effekter. Dessutom så har ett perkolat studerats med avseende på dess kemiska innehåll.

5.1.3 Avloppsvatten

Ett utgående renat avloppsvatten från ett kommunalt avloppsreningsverk har provtagits och analyserats. Förutom att prover togs ut som stickprov testades även två typer av passiva provtagare vid studien. En för provtagning av metaller och en annan för provtagning av organiska föreningar.

5.1.4 Grundvatten

Ett grundvatten från en plats där ingen lokal utsläppskälla var känd på förhand provtogs och analyserades. Grundvattnet provtogs med vacuumpump ur grundvattenrör nedsatta i marken.

5.1.5 Recipientvatten

För att erhålla bakgrundshalter till de kemiska parametrar som ingått i studien provtogs och analyserades även ett recipientvatten. Då recipientvatten ofta innehåller låga halter av efter-sökta föreningar i och med utspädningseffekter och annat valdes en recipient belägen i närheten av en större stad.

Tabell 3 visar en sammanställning av vanligt förekommande halter i några olika vattentyper som kan nå recipienter.

Tabell 3. Jämförelsevärden för några av de kemiska föreningar och ämnen som analyserats i de olika vattentyperna

Parameter	Enhet	Dagvatten ^a från stadsmiljö		Kommunalt avloppsvatten ^b före rening	Lakvatten ^c efter rening
		låga	höga		
SS	mg/l	<50	>175	3	130
Tot-N	mg/l	<1,25	>5,0	8,1	260
Tot-P	mg/l	<0,1	>0,2	0,14	1,4
Pb	µg/l	<3	>15	<0,5	6,7
Cd	µg/l	<0,3	>1,5	0,02	0,3
Hg	µg/l	<0,04	>0,2	<0,01	0,05
Cu	µg/l	<9	>45	4	19
Zn	µg/l	<60	>300	32	88
Ni	µg/l	<45	>225	7	40
Cr	µg/l	<15	>75	<1	26
PAH	µg/l	<1	>2	-	2

^a : Värdena som anges för dagvatten är hämtade från rapporten dagvattenklassificering (Gatu- och fastighetskontoret m.fl. 2001). Värdena utgår från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

^b : Angivna värden representerar medelhalter i utgående renat avloppsvatten från Henriksdals reningsverk 2002.

^c : Angivna värden representerar medelvärden för parametrar från ett 20-tal olika mätningar, dels från denna studie men även från tidigare studier av lakvatten (Öman m fl 2000).

- : Inga värden funna.

5.2 Representativitet och jämförelsedata

De koncentrationer som uppmätts i de olika vattentyperna vid de olika provtagningstillfällena i denna studie har i första hand jämförts med andra liknande vatten och tidigare studier av lakvatten (Öman m fl 2000). Data har också jämförts med de bedömningsgrunder för miljö kvalitet som tagits fram av Naturvårdsverket. I bedömningen ingår två aspekter. Dels en bedömning av tillståndet som sådant med avseende på ekosystemets kvalitet. Dels en bedömning av hur mycket tillståndet avviker från ett så kallat jämförvärde. Jämförvärdet representerar i de flesta fall en uppskattning av ett ”naturligt” tillstånd (Naturvårdsverket 1999 a).

Vid dessa jämförelser erhålls alltså ett mått på hur pass allvarligt tillståndet i exempelvis en sjö skulle vara om de höll samma halter av de föreningar som analyserats i exempelvis ett dagvatten från en sorteringsyta för avfall. De vatten som undersökts i denna studie har i de flesta fall någon form av lokal rening och/eller leds till kommunalt reningsverk innan det släpps till recipient. Då dessa vatten till slut når recipienten är det troligen lägre halter av de allra flesta analyserade parametrar som då tillförs än de som uppmätts i denna studie och dessutom sker oftast en kraftig utspädning i recipienten. Viktigt att komma ihåg är dock det faktum att de organiska parametrarna som analyserats i många fall är svårnedbrytbara.

Persistensen tillsammans med olika grad av fettlöslighet gör i ett längre tidsperspektiv ändå att även mycket små halter bör beaktas med en viss försiktighet.

Prover som analyserats och presenterats har i de allra flesta fall tagits ut som stickprov. Det är viktigt att poängtera detta då det utifrån ett stickprov inte går att avgöra om de värden som uppmätts är normala och representativa för vattnet. Avsikten med denna studie har inte varit att bestämma exakta koncentrationer för olika vatten utan studien ses snarare som ett försök till att påvisa förekomsten av ämnen och föreningar i olika typer av utsläpp till vatten. De koncentrationer som uppmätts vid de olika provtagningarna skall ses som faktiska för tidpunkten vid provtagningstillfället och bör därför behandlas med försiktighet vid beräkningar av totala mängder och volymer av olika föreningar.

Samtliga prover har analyserats utan föregående filtrering, vilket innebär att halten suspenderad substans i vattenprovet haft en stor betydelse. Det beror på att många organiska föreningar i vattenfas gärna binder till partiklar i vattnet på grund av sin lipofilitet. Många metaller har också stor affinitet till partiklar i vattenfas. En stor del av det suspenderade materialet kan förväntas sedimentera, vilket då skulle innebära att halten av olika kemiska ämnen och föreningar avtar i vattenfasen. Detta beror mycket på hur situationen ser ut, hur vattnet strömmar och vart det tar vägen. I en lakvattendamm med 30 dagars uppehållstid kan exempelvis sedimentationen förväntas ske i en större utsträckning än i ett dagvatten som rinner direkt till reningsverk eller recipient.

När det gäller lakvattenprover har de flesta av dessa tagits som stickprov i lakvattendammar med relativt lång uppehållstid. Om man antar att omblandning av lakvatten sker i dessa dammar, bör resultaten ändå återspegla representativa halter för olika ämnen.

För dagvatten gäller andra förutsättningar avseende främst flöde, vilket påverkar koncentrationer i endera riktning, såväl uppåt som neråt.

En ansats till kontroll av de resultat som erhållits genom stickprovtagningar utfördes. För att få ett mått på riktigheten i dessa provsvar har en jämförelse gjorts med längre eller kortare serier från kontrollprogram vid ett par av anläggningarna i projektet.

Denna kontroll visar att resultaten från uttagna stickprov överensstämmer i stort för lakvatten i jämförelse med värden från kontrollprogram som analyserats m h a flödesproportionellt uttagna prover. För dagvattnen blir avvikelser större, men inte så pass stora så att provet inte är trovärdigt. Detta beror naturligtvis också på när de olika proven tagits ut och nederbörds- mängden före provtagningstillfället.

5.3 Nederbörd

Nederbörden har naturligtvis en inverkan på i vilka koncentrationer ämnen och föreningar återfinns vid undersökning av ett vatten. Det har visats i detta projekt framförallt beträffande provtagning och analys av dagvatten från hårdgjorda ytor. Under en regnperiods inledande skede uppträder något som i dagvattensammanhang kallas för ”*first-flush*-effekt, vilket avser att det första vattnet sköljer med sig en mängd partiklar. Detta fenomen leder i allmänhet till att en högre koncentration uppmäts i det inledande skedet av en och samma regnperiod. Det har därför visat sig avgörande vid provtagning av ett dagvatten att om möjligt ta ut prover under flera tillfällen efter ett regn för att få en mer representativ bild av vilka föreningar och ämnen som förekommer i vattnet samt i vilka koncentrationer dessa uppträder och därmed vilka totala mängder det rör sig om.

6 Dagvatten från Arlanda flygplats

6.1 Vad är känt om dagvatten vid flygplatser

1986 genomförde Naturvårdsverket ett projekt som syftade till att utarbeta ett förslag för utformning av provtagnings- och analysprogram vid tillsyn av flygplatser (Naturvårdsverket 1987). Studien inkluderade fyra olika provtagningsplatser vid en flygplats. Vid två platser provtogs utsläpp från banor och avisningsplatser. Dessutom provtogs en närliggande sjö som skulle fungera som bakgrundsmiljö, men som påverkades av ett mindre utsläpp. Vidare provtogs en recipient, som tog emot utsläpp från de provtagna banorna och avisningsplatserna. I studien analyserades metaller (Pb, Cd, Cr, Cu, och Zn), PAH (14 st), olja (enligt SS 028145) och suspenderat material. Resultaten visade att i de flesta proverna understeg metallkoncentrationerna de relativt höga detektionsgränserna för de valda metoderna (Pb – 100 µg/l, Cd – 5 µg/l, Cu 20 µg/l, Cr- 20 µg/l, och Zn – 10 µg/l). Blykoncentrationen i utsläppen från flygplatsen uppmättes till 500 µg/l, kadmium till 8 µg/l, och zink till 30 µg/l. Dessa koncentrationer var av samma storleksordning som detektionsgränsen och kan därmed antas vara osäkra. Även nedströms flygplatsen fanns indikationer på metallförekomst. Halten olja (totalt) i utsläppen varierade mellan 0,70 och 19 mg/l. Nedströms flygplatsen uppmättes koncentrationer om 0,8 till 2,2 mg/l. Koncentrationerna var av samma storleksordning i de bägge provpunkterna. PAH kunde ej detekteras i något av proverna, detektionsgränsen varierade mellan 1 och 5 µg/l.

6.1.1 Tidigare studier angående avisningsmedel

Kanadensiska EPA har satt 100 mg/l som gränsvärde för utsläpp av glykol (Cancilla et al. 1997). I studien från 1987 rekommenderar Naturvårdsverket att effekter på recipient och grundvatten av utsläpp av urea och glykol från flygplatser bör undersökas (Naturvårdsverket 1987).

Studier har visat att avisningsglykoler är mer toxiska än motsvarande glykoler utan tillsatser. Resultaten visar också att inget av ämnena kan klassas som särskilt toxiskt (Naturvårdsverket 1987). Toxiciteten avser Microtox, grönalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* och sebrafisk (*Brachydanio rerio*). Glykolens miljöpåverkan i recipient är hög syreförbrukning vid utsläpp.

Cancilla et al. (1997) genomförde en fraktionering av avisningsmedel med avseende på Microtox test. Resultaten visade att de komponenter i avisningsmedel som gav toxiska effekter var de korrosionshämmande komponenterna bensotriazol och tolyltriazoler. Cancilla et al. (1998) visade också att komponenter i avisningsmedel, andra än glykol, förekom i ytvattenprover nedströms en stor amerikansk flygplats. Koncentrationerna av toxiska föreningar var

25 ggr högre än EC_{50} värden för Microtox-tester. Studien indikerade att toxiciteten helt eller delvis utgjordes av tolyltriazol. Cancilla et al (1998) påpekar i sin studie att tolyltriazoler har blivit ett ofta använt korrosionshämmande medel i bl a kylmedel för bilmotorer. Därmed kan det förväntas att tolyltriazoler kan förekomma även på andra platser i miljön, t ex vid kvittblivningsplatser för kylmedel för bilmotorer.

6.2 Syfte

Syftet med föreliggande studie var att bedöma ett dagvatten vid en rampyta under en terminal vid Arlanda flygplats. Dagvattnet rinner sedan ut i en å.

Specifikt syftade studien till att bedöma halterna av bensotriazol och tolyltriazol som tillförs dagvattnet i och med att dessa föreningar ingår som additiv i avisningsmedel. Dessutom har komponenter som kan tänkas relateras till verksamheten på flygplatsen i övrigt analyserats, t.ex. metaller och oljor.

6.3 Avisning vid flygplatsen

På den aktuella flygplatsen används kaliumacetat för avisning av rull- och taxibanor. Under perioden 1991 till 1993 användes kaliumacetat parallellt med urea och före 1991 användes endast urea. Urea ersattes av kaliumacetat eftersom acetat är mer lättnedbrytbart och dessutom ej bidrar till kvävebelastning av recipienter.

Vid avisning av flygplan används propylenglykol och vatten vid den aktuella flygplatsen. Det är främst vingar och stabilisatorer som avisas. Tidigare, för åtminstone mer än tio år sedan, användes etylenglykol. Etylenglykol ersattes av propylenglykol eftersom etylenglykol är mer toxiskt.

Vid Arlanda flygplats används tre typer av glykol. Typ 1 används för att ta bort snö och is från flygplanskroppen och består av ca 80% propylenglykol, ca 20 % vatten och < 1% additiv. Additiven utgörs av bland annat bensotriazol som är en korrosionsinhibitor. Additiv kan dessutom innehålla vidhäftningsmedel, ytaktiva medel, förtjockningsmedel mm (Cancilla et al. 1997). För att förhindra återfrysning på flygplanen används Typ 2 eller Typ 4 som båda innehåller ca 50% glykol och ca 50% vatten samt additiv. Vid denna flygplats används 80% av Typ 1 och 20 % av Typ 2 och Typ 4 tillsammans.

Avisningsglykolen samlas sedan upp med speciella sugbilar och i ett ledningssystem. Glykolen behandlas i en SBR-anläggning (SBR = satsvis biologisk rening) eller vid ett kommunalt reningsverk. Förlusten till vattendragen runt flygplatsen är ca 4-8 % av total mängd använd glykol.

6.4 Provtagning

Två provtagningar av dagvattnet genomfördes. Den första provtagningen ägde rum under lågsäsong (2000-10-18) medan den förnyade provtagningen ägde rum under högsäsong (2002-03-26 – 2002-04-02) beträffande användning av avisningsmedel. Delprogram A, B C, valda delar av D och mätning av toxicitet enligt Microtox ingick i karakteriseringsprogrammet (Öman et al, 2000b).

Vattnet från det första provtagningstillfället provtogs genom stickprovtagning, medan den andra provtagningen genomfördes med hjälp av en samlingsprovtagare.

Anledningen till att en ytterligare provtagning genomfördes var en del frågor kring den tidigare provtagningen. Representativiteten för de prover som togs och analyserades ifrågasattes, bland annat för att endast etylenglykol detekterades medan propylenglykol inte detekterades.

6.4.1 Provtagningsplats

Vatten provtogs i rörledningar under en parkeringsyta vid flygplatsen. Vattnet var klart och utan spår av suspenderade partiklar. Rörledningarna var tillverkade av ett fibermaterial och var cirka 1 m i diameter. Vattenmängden var liten på grund av att endast 3,5 mm regn fallit de 5 föregående dygnet.

Sediment fanns inte men däremot togs prov av sand och grus som samlats vid en punkt i ett av rören.

6.5 Resultat

En sammanfattande utvärdering av erhållna resultat presenteras i detta kapitel. Samtliga resultat från analyserna presenteras i Bilaga 2.

6.5.1 Allmän karakterisering

Vid den första provtagningen genomfördes en analys av många allmänkarakteriserande parametrar. Vid den andra provtagningen analyserades klorid och DOC för att erhålla ett mått på hur representativa de första proven var.

6.5.1.1 Provtagning oktober 2000

Vid den första provtagningen uppmättes pH till knappt 8, vilket motsvarar det näst högsta värdet för de dagvatten som behandlas i denna rapport. Halten suspenderad substans och glödningsrest låg i nivå med uppmätta värden för utgående renat avloppsvatten och betecknas därför som låga. Uppmätta TOC- och DOC-värden var jämfört med uppmätta halter i

andra dagvatten i denna studie låga. TOC och DOC kan istället jämföras med de värden som uppmätts i ett grundvatten i denna studie. Värdena var knappt dubbelt så höga i dagvattnet jämfört med grundvattnet. BOD och COD låg under detektionsgränsen. Kväve- och fosforhalterna i vattnet var låga i jämförelse med de andra dagvattnen som studerats. Kväve- och fosforhalterna bedöms dessutom som låga vid en jämförelse med den klassning för dagvatten i stadsmiljö som bland andra Stockholm vatten publicerat (referens), se Tabell 3.

6.5.1.2 Provtagning mars 2002

Vid den andra provtagningen uppmättes DOC till 430 mg/l, vilket är ett knappt 50 gånger högre värde jämfört med vad som uppmättes den första provtagningen. Vid flygplatsen mäts DOC-halten i dagvattnet kontinuerligt. I dessa mätningar varierar DOC-halten kraftigt och pendlar mellan några få mg/l upp till flera tusen mg/l. Beträffande denna variation har inget entydigt samband kunnat påvisas mellan användning av avisningsmedel och DOC. Däremot konstaterades att halten DOC dramatiskt skjutit i höjden i prover som tagits ut under en period då utnyttjandet av avisningsmedel varit relativt högt.

6.5.2 Metaller och andra grundämnen

I Tabell 4 visas några av de metaller som analyserades vid de bägge provtagningarna. Av tabellen framgår att överensstämmelsen beträffande metallhalten i vattnet var stor för många av metallerna.

Tabell 4. Jämförelse av metallanalyserna från provtagningarna år 2000 och 2002

Metaller	Enhet	Oktober 2000	Mars 2002
Ca	mg/l	120	120
Fe	mg/l	0,3	0,5
Mg	mg/l	23	21
Na	mg/l	160	150
S	mg/l	66	66
Ba	µg/l	46	41
Cu	µg/l	6,6	7
Pb	µg/l	0,5	0,6

Vid jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag klassas de uppmätta arsenikkoncentrationerna som ”måttligt allvarliga” och koncentrationen för Pb, Cu, Cr, och Zn som ”mindre allvarliga” (Naturvårdsverket 1999). Arsenik är ett starkt gift med bevisat cancerogena effekter. Den akuta toxiciteten är däremot måttlig (Kemikalieinspektionen 1989).

Bakgrundsvärden för ett antal metaller i sjöar i södra Sverige (Naturvårdsverket 1999) jämförs med uppmätta värden i dagvattnet i tabell 5.

Tabell 5. Uppmätta värden i dagvattnet relativt bakgrundshalter ($\mu\text{g/l}$)

Metall	Bakgrundshalt	oktober 2000	mars 2002
As	0,3	21	11
Cu	0,5	6,6	6,9
Cr	0,2	0,7	-
Pb	0,24	0,5	0,6
Zn	2,0	43	23

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

6.5.3 Metallorganiska föreningar

Metylkvicksilver analyserades endast vid det första provtagningstillfället.

Metylkvicksilver detekterades i mycket låga koncentrationer, 0,07 ng/l. I naturliga vatten kan metylkvicksilver förekomma i koncentrationer upp till 0,2 ng/l. Organiskt kvicksilver uppvisar toxicitet vid 10-100 ggr lägre halter än oorganiskt kvicksilver. Exempel för *Daphnia* är <0,04 $\mu\text{g/l}$ och fisk <0,01 $\mu\text{g/l}$. NOTEL (No Observed Toxic Effect Level) för de mest känsliga parametrarna har av OECD angivits ligga väl under 0,01 $\mu\text{g/l}$ (OECD, 1994). Föreliggande koncentrationer ligger långt under uppmätta toxicitetsvärden.

Av de tennorganiska föreningar som analyserades förekom monobutyltenn, dibutyltenn, monooktyltenn och dioktyltenn i koncentrationer mellan 8,4 och 230 ng/l vid provomgång ett. Tributyltenn analyserades men detekterats ej vid det första provtagningstillfället.

I den andra provtagningsomgången återfanns tributyltenn, men i så låg koncentration att det inte anses utgöra något hot mot miljön på kort sikt. Mono- och dibutyltenn återfanns också i låga koncentrationer.

Förekomsten av tennorganiska föreningar kan eventuellt hänföras till tillsatser i PVC-plast och vattenbaserade lacker och limmer.

6.5.4 Organiska summparametrar

Vid bestämning av olja analyserades totalt extraherbara alifater och aromater samt opolära alifater. Dessa förelåg vid bägge provtagningar i koncentrationer under 0,1 mg/l. Analys av summan alifater (C16-C35) gav låga koncentrationer vid bägge provtagningar, 44 $\mu\text{g/l}$ den första provtagningen och 110 $\mu\text{g/l}$ provtagning två. Alifaterna antas komma från hanteringen av olja/flygfotogen på flygplatsen. Oljan bör inte utgöra något miljöhot.

6.5.5 Organiska föreningar

Vid analys av etylen- och propylenglykol från den första provtagningen kunde endast etylenglykol detekteras (9,9 mg/l). Halten av etylenglykol motsvarade 3,8 mg TOC/l (alltså ungefär hälften av uppmätt TOC 7,8 mg/l). Detektionsgränsen i den använda analysen för propylenglykol motsvarar halva den uppmätta koncentrationen av etylenglykol varför det är möjligt att även propylenglykol förekommer. TOC-värdet ger utrymme för förekomst av propylenglykol.

Den andra provtagningsomgången som ägde rum under högsäsong beträffande användning av avsningsmedel avslöjade att halten etylenglykol nu endast var 0,16 mg/l. Halten av propylenglykol uppmättes samtidigt till 3,1 mg/l. Se Tabell 6.

Tabell 6.	Högsäsong för avsningsmedel (mg/l)	Lågsäsong för avsningsmedel (mg/l)
Etylenglykol	0,16	9,9
Propylenglykol	3,1	< 5

Det är möjligt att den tillsatta propylenglykolen bryts ned till etylenglykol. Omvandlingen av propylenglykol ($\text{CH}_3\text{-(OH)-CH-CH}_2\text{-OH}$) går på någon vecka (57 % efter 10 dagar och 72% efter 15 dagar, Verschueren 1983) och en möjlig omvandlingsprodukt är etylenglykol ($\text{HO-CH}_2\text{-CH}_2\text{-OH}$). Tidigare resultat indikerar att omvandlingen av etylenglykol sker med ungefär samma hastighet (52 % efter 10 dagar och 91 % efter 15 dagar). För jämförelse av toxicitet så finns bland annat uppmätt toxicitet för fisk (guppy, *Poecilia reticulata*). LC_{50} , 7 dagar är för etylenglykol 49 g/l och LC_{50} , 48h för propylenglykol är > 10 g/l. Glykolernas enda effekt i det här dagvattnet är alltså en viss syreförbrukning.

Bensotriazol uppmättes år 2000 till 1,7 $\mu\text{g/l}$, en halt som inte kan väntas ge någon akut toxisk effekt. År 2002 uppmättes halten bensotriazol till 41 $\mu\text{g/l}$. Tidigare uppmätt koncentration vid en flygplats i USA var preliminär men verkade förekomma i mg/l nivåer.

6.5.6 Toxicitet

Dagvattnet var lågtoxiskt (se riktvärden för Microtox). Utifrån koncentrationen av de analyserade föroreningarna kunde man inte förvänta sig någon kraftigare toxisk effekt. Emellertid kan den uppmätta men mycket låga giftigheten enligt Microtox orsakas av förekomsten av dibutyltennföreningar.

6.5.7 Sediment

På grund av att sediment inte fanns tillgängligt provtogs i stället sand och grus som påträffades vid en punkt i rörledningssystemet. Med anledning av detta så analyserades endast metal-

ler och andra oorganiska föreningar. Materialet visade sig innehålla en del metaller i låga halter.

6.6 Slutsats angående dagvatten från Arlanda flygplats

Resultaten från analyserna av allmänkarakteriserande parametrar, metaller och andra element bedömdes inte som anmärkningsvärda. Noteras bör förekomst av arsenik i måttligt höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) samt förekomst av tennorganiska föreningar, där dibutyltenn uppmättes till 230 ng/l.

Mycket låga koncentrationer av oljerester kunde spåras. Vidare uppmättes oväntat nog endast etylenglykol (9,9 mg/l) och ej propylenglykol vid den första provtagningen. Detta ses som anmärkningsvärt då man vid den aktuella flygplatsen använder propylenglykol istället för som tidigare etylenglykol då propylenglykolen är mindre toxisk. Detektionsgränsen på 5 mg/l ger emellertid utrymme för förekomst av propylenglykol vid den första provtagningen, vilket även TOC-värdet gör.

Av additiven förekom vid den första provtagningen endast bensotriazol i låg halt (1,7 µg/l). Vid provtagning två återfanns samma förening i mer än tjugo gånger så hög koncentration (41 µg/l).

Vattnet uppvisade vid den första provtagningen mycket låg toxicitet enligt Microtox. Toxiciteten kan troligtvis tillskrivas de uppmätta tennorganiska föreningarna.

Provtagningarna har skett genom stickprovtagning respektive samlingsprovtagning, vilket kan ha betydelse vid en jämförelse mellan analysresultaten från de bägge provtagningstillfällena. Hur provtagningen gått till anses ändå vara av underordnad betydelse i förhållande till när den ägt rum. I detta fall var det alldeles uppenbart så att hög- respektive lågsäsong beträffande användning av avisningsmedel spelat stor roll för de specifika föreningar som används i den hanteringen.

För andra ämnen och föreningar som till exempel metaller och metallorganiska föreningar verkar det som om tidpunkten spelat en mindre roll.

Dagvattnet från avisningsytan skiljer sig från de övriga dagvattnen i denna studie som alla kommer från sorteringsytor för avfall. En jämförelse mellan dagvattnet från flygplatsen och de övriga dagvattnen i denna studie är därför inte relevant. Däremot kan dagvattnet, som har en viss trafikkoppling, jämföras med dagvatten från stadsmiljö (Tabell 3). Vid en sådan jämförelse framgår att för de metaller som listats, för totalkväve och totalfosfor samt för PAH så är alla värden låga.

Sammanfattningsvis kan sägas att dagvattnet på kort sikt endast bör ge upphov till en viss syreförbrukning och en mycket måttlig eutrofiering.

7 Dagvatten från sorteringsyta för avfall

7.1 Bakgrund

I juni 2000 analyserades ett dagvatten från en sorteringsyta för avfall vid Hagby återvinningsanläggning i Vallentuna norr om Stockholm. På sorteringsytan hanteras industriavfall (papper, plast, trä, betong, skrot, mm.) och grovavfall från hushåll. Vid anläggningen analyseras förutom dagvattnet från sorteringsytan även lakvatten. Skillnader beträffande resultat av olika analyser i dag- och lakvattnet föranledde att en bredare karakterisering av dagvattnet genomfördes. På en del av sorteringsytan sker en homogenisering av avfallet, vilket innebär att det krossas (mals ned) till en mindre storlek. Det har visat sig vid andra sorteringsplattor att en homogenisering av avfallet kan ge upphov till högre koncentrationer vid en analys av en del föreningar på grund av att partiklar följer med nederbördsvattnet i en större utsträckning och att utlakningshastigheten ökar.

7.2 Syfte

Syftet med studien var att undersöka dagvattnet vid anläggningen med avseende på dess innehåll av kemiska föreningar.

7.3 Provtagning

Dagvattnet provtogs och analyserades vid två tillfällen. Den första provtagningen ägde rum i oktober 2000. Då provtagningen 2000 gjordes på ett stillastående vatten med liten volym fanns det anledning att tro att en del av porvattnet i sedimentet i provtagningsbrunnen analyserades, vilket inte är ekvivalent med dagvattnet som transporteras vidare i systemet. Därför gjordes en kompletterande provtagning 2003.

7.3.1 Provtagning 2000

Inne på området provtogs dagvatten från en brunn nedanför en sorteringsplatta. Brunnen var 1,5 m djup och hade en diameter på 1 m. Dagvattnet leddes sedan vidare tillsammans med lakvatten från anläggningen till ett kommunalt reningsverk.

Vattenmängden i brunnen var liten på grund av att endast 5 mm regn fallit under de 5 föregående dygnet. Vattnet innehöll därför mycket suspenderat material. Ett grått till svart sediment syntes i ena kanten. På vattenytan syntes dessutom en oljeaktig hinna. I nära anslutning till brunnen fanns en grusväg vilken trafikerades av flera tyngre fordon under provtagningen. I

och med att vattentillgången var liten så blev vattenproverna svartare och grumligare ju längre provtagningen led, troligen p.g.a. att bottensediment följde med vattenproverna. Den minskande vattenmängden medförde också att pH, konduktivitet och salinitet inte mättes i fält utan på laboratorium efter provtagningen.

7.3.2 Provtagning 2003

I och med att volymen dagvatten vid provtagningen år 2000 var liten och därmed halten suspenderat material stor så togs ett antal kompletterande prover i april 2003. Återigen provtogs dagvatten från samma sorteringsyta, men denna gång togs proverna från en nyanlagd tank som grävts ned nedanför sorteringsytan. Tanken hade en diameter på 1,5 m och var 1 m djup under bräddavloppet. Två dygn före provtagningen hade 9,6 mm regn fallit, vilket medförde att vattnet denna gång antogs vara mer representativt jämfört med den första provtagningen. Under provtagningen duggade det dessutom hela tiden. Vid provtagningen uppskattades volymen dagvatten som ansamlats i tanken till cirka 1,5 m³.

Efter tanken leds dagvattnet vidare till den lokala behandlingsanläggningen för lakvatten varefter det leds ut till recipient.

7.4 Resultat

I Bilaga 2 finns samtliga resultat från provtagningarna redovisade. I detta kapitel utvärderas en sammanfattning av resultaten.

7.4.1 Allmän karakterisering 2000

Halten suspenderad substans uppmättes till 5300 mg/l, vilket är det högsta värde som uppmätts jämfört med alla andra vatten i detta projekt. Förklaringen torde vara att bottensediment följde med provet. Gränsen för vad som anses som höga värden enligt dagvattenklassificering för dagvatten i stadsmiljö är >175 mg/l, Tabell 3.

pH uppmättes till 6,7, ett värde som motsvarar det näst lägsta som uppmätts jämfört med övriga dagvatten i denna studie.

COD-värdet (kemisk syreförbrukning) uppmättes till 8000 mg/l, vilket är cirka 7-8 gånger högre än det näst högsta värdet för övriga dagvatten. BOD (biokemisk syreförbrukning), uppmättes till 3400 mg/l, vilket ligger knappt 40 gånger över tidigare uppmätta högsta värde. Sulfatjonkoncentrationen låg i nivå med övriga dagvatten som undersökts i studien. Den totala fosforhalten var drygt dubbelt så hög jämfört med noterade högsta värde för de övriga dagvattnen. Kloridjonskoncentrationen uppmättes till 1300 mg/l, vilket tyder på ett koncentrerat vatten.

Förhållandet mellan BOD och COD visade att en stor del av det organiska materialet var lättnedbrytbart.

7.4.2 Allmän karakterisering april 2003

Analyserna av de allmänkarakteriserande parametrarna visade att vattnet denna gång innehöll mycket lägre halter av samtliga analyserade parametrar undantaget sulfatanalysen som var i samma storleksordning vid de bägge undersökningarna. En parallell svavelanalys visade att 88 % av svavlet förelåg som sulfat vid den förnyade provtagningen. Mängden analyserat organiskt kol var mycket lägre vid den förnyade provtagningen (13 %), men däremot förelåg en större del av kolet även denna gång som löst organiskt kol (DOC). Kvoten BOD/COD visar också att vattnet vid den förnyade provtagningen var färskare jämfört med den tidigare analysen. Den större andelen BOD visar att nedbrytningen inte hade gått så långt.

7.4.3 Metaller och andra grundämnen 2000

Många metaller påvisades i ovanligt höga halter, säkert till stor del beroende på den höga halten suspenderat material.

7.4.4 Metaller och andra grundämnen 2003

Metallanalyserna från den förnyade provtagningen visade på mycket lägre halter jämfört med den tidigare analysen. Återigen kan en hänvisning göras till skillnaderna i halt suspenderat material vid de bägge provtagningstillfällena. Halten av suspenderat material bör främst påverka halten av metaller med hög affinitet till partiklar. Hit hör t.ex. bly och kvicksilver och haltskillnaden mellan de två provtagningarna var stor (faktor 90-110). För kadmium och zink är affiniteten mindre och skillnaden i uppmätta halter var också mindre (faktor 20-25). Kalcium och kalium har en väldigt hög löslighet i det aktuella pH-området och har samtidigt ingen större affinitet att binda till partiklar. Halterna i de bägge proverna var också relativt lika (faktor 5).

7.4.5 Metallorganiska föreningar 2000

Metallorganiska föreningar analyserades endast i oktober år 2000. Mono-, di-, och tributyltenn detekterades i koncentrationer mellan 0,13 och 0,41 µg/l vilket är 5 till 20 gånger högre än de koncentrationer som tidigare analyserats i lakvatten. De höga halterna har ett klart samband med den höga halten suspenderat material. Tidigare studier av förekomst av tributyltenn i vatten har visat en biologisk effekt vid halter högre än 5 ng/l.

Metylkvicksilver förekom i en koncentration på 0,65 ng/l. Föreliggande koncentration ligger under uppmätta toxicitetsvärden.

7.4.6 Organiska summamparametrar 2000

Av de organiska summamparametrarna återfanns EGOM och EOX i för lakvatten normala koncentrationer, 4,1 mg/l respektive 22 µg/l.

Analys av föreningar indelade efter kolkedjelängd visade att både alifater och aromater återfanns i höga koncentrationer (250 – 8300µg/l), vilket är upp till 200 gånger högre koncentrationer än vad som tidigare analyserats i lakvatten.

7.4.7 Organiska föreningar 2000

Av de bromerade och klorerade alifaterna återfanns endast 2 föreningar. En av dem, 1,1,2,2-tetrakloretan, har tidigare inte återfunnits i lakvatten. Substansen har använts som lösningsmedel i limprodukter. Den ingår i begränsningslistan från Kemikalieinspektionen på grund av sin miljöfarlighet.

Ett flertal bensener och alkylerade bensener återfanns i koncentrationer normala för lakvatten.

Fenolkoncentrationen var 180 µg/l och därmed mycket högre än det tidigare högsta värdet på 4,1 µg/l. o-, m-, p-kresol återfanns i koncentrationer 10-20 gånger högre än tidigare i lakvatten.

Nonylfenoletoxylater återfanns i en koncentration av 33 µg/l och oktylfenoletoxylater 2,9 µg/l. Vid tidigare studier av lakvatten har dessa föreningar inte påvisats. Dessa substanser används fortfarande som ytaktiva tillsatser i bl a färger, metallbearbetningsvätskor etc.

Flera polycykliska aromatiska kolväten, PAH, förekom i högre koncentrationer än vad som tidigare påträffats vid studier av lakvatten. Bland dessa förekom till exempel bens(a)antracen, krysen och bens(b)fluoranten, vilka alla tre tillhör de cancerogena föreningarna inom denna ämnesgrupp.

Bland ftalaterna återfanns dimetylftalat som tidigare inte detekterats i lakvatten. Dietylftalat, di-n-butylftalat och butylbensylftalat förekom också i mycket höga koncentrationer (47 – 120 µg/l), det är 10 – 40 gånger högre än tidigare funna värden. Ftalatförekomsten kan hänföras till mjukgörare i olika plastprodukter som hanteras på sorteringsytan.

Några klorfenoler detekterades i normala men höga koncentrationer. Högst av dessa var pentaklorfenol, 0,58µg/l. Ett kanadensiskt gränsvärde för ytvatten för pentaklorfenol är 0,5µg/l.

Av analyserade dioxiner och furaner återfanns tre kongener av klorerade dibensodioxiner (-CDD) och tre kongener av klorerade dibensofuraner (-CDF). De mest giftiga varianterna (2,3,7,8 –tetraCDD och tetraCDF) förekom inte. Klorerade dioxiner och furaner har inte ingått i tidigare studier av lakvatten. Förekomst av dessa ämnen kan bero på tidigare brand.

Av fenoxisyror var det ett antal föreningar som översteg de tidigare uppmätta högsta värdena i andra studier av lakvatten. Bland annat MCPA som förekom i en koncentration (22 µg/l) som ligger 5 gånger över tidigare uppmätt högsta värde.

Multianalysen av pesticider visade att iprodion återfanns (7 µg/l), vilket tidigare inte hittats i lakvatten.

Iprodion ingår i ett preparat som används mot ett stort antal svampsjukdomar, bland annat gråmögel. Iprodion binds till partiklar i vatten och sediment varvid exponeringen minskar för de organismer som lever i det fria vattnet medan den ökar för dem som lever i sediment. Iprodion har medelhög akut toxicitet för fisk LC₅₀ (96h): 3,1 mg/l (*Ictalurus punctatus*). För hinnkräfta (*Daphnia magna*) är den akuta toxiciteten hög, LC₅₀ (48h): 0,43 mg/l.

Cyklohexan detekterades (6,2 µg/l) vilket inte tidigare gjorts i lakvatten. Dimetyldisulfid hittades (24 µg/l) i en koncentration som var ca 15 gånger högre än tidigare.

Tetra-, penta- och hexabromdifenyletrar påträffades i dagvattnet. Samtliga låg kring tidigare uppmätta högsta värde för lakvatten eller över. De uppmätta halterna av pentabromdifenyletrar (420 resp. 230 ng/l för pentaBDE 99) låg sju till nästan tjugo gånger högre än tidigare noterade högsta värde för lakvatten. Detta motsvarar ca 1/5 av den rapporterade vattenlösligheten för pentaBDE (2400 ng/L; ECB 2000). På grund av den höga fördelningskonstanten mellan oktanol och vatten kan man förvänta sig att majoriteten befinner sig i partikelfas. De detekterade ämnena är flamskyddsmedel som används bland annat i elektroniska komponenter och olika plaster.

Den totala cyanidhalten (31 µg/l) var dubbelt så hög jämfört med tidigare noterade högsta värde vid studier av lakvatten.

7.4.8 Organiska föreningar 2003

Vid den förnyade provtagningen undersöktes polyaromatiska kolväten (PAH), ftalater och fenoxisyror bland de organiska föreningarna. Dessa valdes ut för att de tillhörde de organiska föreningar som detekterats i högst koncentrationer vid den första provtagningen.

Alla utom en av de polyaromatiska kolvätena (indeno(123cd)pyren) återfanns i lägre halter vid den förnyade provtagningen jämfört med den tidigare. Detsamma gällde för ftalaterna, vilket med stor sannolikhet beror på att halten suspenderat material också var mycket lägre än vid den tidigare analysen. Fenoxisyror 2,4-D och 2,4-DP (Diklorprop) däremot analyserades i högre halter jämfört med tidigare. Fenoxisyror tillhör de mer vattenlösliga grupperna av de organiska föreningarna.

7.4.9 Toxicitet 2000

Toxiciteten enligt Microtox var den högsta som uppmätts inom detta projekt. Vid en spädning av avrinningsvattnet ca 200 ggr uppvisade vattnet fortfarande effekt.

Den höga toxiciteten var inte oväntad med tanke på högt innehåll av såväl organiska summaparametrar som vissa specifika ämnen, som sannolikt följde med bottensedimentet. Den uppmätta akuta toxiciteten orsakades troligtvis huvudsakligen av svavel som bestod av ca 550 mg/l svavel i annan form än sulfat och 220 mg/l som sulfat som inte var giftig i denna mätning av toxiciteten. Microtox-testet är känsligt bland annat för höga halter av elementärt svavel i formen S₈.

De olika specifika föreningarnas påverkan i ett akuttoxiskt test är svårbedömt. Det är troligt att ytterligare toxicitetsbidrag kan ha kommit ifrån vissa tennorganiska föreningar samt någon av de specifika organiska föreningarna som också uppmättes i relativt höga koncentrationer.

7.5 Slutsats angående dagvatten från sorteringsyta

Vid provtagningen i oktober 2000 var dagvattnet från sorteringsytan koncentrerat, speciellt med avseende på summaparametrar för organiska ämnen och metaller, men även för ett antal specifika organiska parametrar. De höga halterna kan med största sannolikhet tillskrivas en liten vattenmängd och en stor mängd partiklar orsakat av liten mängd nederbörd innan provtagningstillfället.

Uppföljande provtagningar av dagvattnet visar lägre halter för allmänkarakteriserande parametrar, metaller och organiska föreningar. Den förnyade provtagningen bekräftar dessa resultat i alla avseenden med undantag för ett par fenoxisyror.

Att dra slutsatser i form av kemikaliemängder som teoretiskt sett skulle kunna transporteras med dagvattnet utifrån de uppmätta resultaten som erhöles vid provtagningen i oktober år 2000 skulle ge en förvanskad bild av den riktiga situationen. Däremot ger dessa mätningar viktig information om vilka föreningar som ändå finns i ett dagvatten från en sorteringsyta för avfall. Intressant för vidare studier vore att utreda hur stor mängd av de uppmätta specifika organiska parametrarna som transporteras med dagvattnet och hur långt.

Viktigt är att understryka det faktum att dagvattnet renas i den lokala behandlingsanläggningen innan det släpps ut till recipient.

7.6 Sediment

Sedimentet som provtogs i brunnen vid sorteringsplattan vid provtagningen år 2000 var grått (nästan svart) och luktade svavelväte.

7.6.1 Allmän karakterisering

TOC-halten i sedimentet analyserades och bestämdes till 12 %, vilket är ett värde som något överstiger tidigare högsta noterade värde från undersökningar av lakvattensediment.

7.6.2 Metaller och andra grundämnen

Hg, Pb, S och Zn förekom i normala men höga koncentrationer jämfört med sediment från lakvattendammar.

7.6.3 Metallorganiska föreningar

Av de tennorganiska föreningarna detekterades mono-, di-, tri och tetrabutyltenn i koncentrationer av 0,2, 0,4, 2,7 respektive 0,02 mg/kg TS. Dessutom detekterades även föreningarna dioktyltenn (0,04 mg/kg TS) och trifenyltenn (0,5 mg/kg TS).

7.6.4 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

EGOM och EOX uppmättes till 23000 mg/kg TS respektive 30 mg/kg TS. Vid en jämförelse med tidigare uppmätta värden för lakvattensediment ligger dessa cirka 6 respektive 10 gånger högre.

En analys av alifater och aromater indelade efter kolkedjelängd visade att alla fraktioner utom högkokande alifater (C16-C35, 5500 mg/kg TS) låg under tidigare uppmätta högsta värde i lakvattensediment.

Vid två tillfällen tidigare har m- och p-kresol analyserats men ej detekterats vid undersökningar av sediment från lakvattendammar. I dagvattensedimentet uppmättes en halt av 13 mg/kg TS, vilket betraktas som högt i jämförelse med så kallade riktvärden. Ett riktvärde är den halt som inte kan överskridas utan risk för hälso- och/eller miljöskador.

I gruppen nonylfenol och nonylfenoletoxylater noterades i detta sediment de högsta värdena jämfört med tidigare studier. Dessutom detekterades även Bisfenol A (6,3 mg/kg TS) som tidigare ej ingått i studier av sediment från lakvatten. Båda grupperna har använts och används som emulgeringsmedel resp. beståndsdel i polyesterplast. Båda grupperna är hormonstörande ämnen.

PAH-analysen visade att samtliga 16 föreningar som normalt analyseras i denna grupp fanns representerade med undantag av acenaften. Flera av dessa tangerade tidigare uppmätta högsta värde. Summan cancerogena PAH uppmättes till 11 mg/kg TS. I den indelning av tillstånd som Naturvårdsverket gjort för förorenad mark baserat på riktvärden för förorenad mark

ligger det uppmätta värdet 3 till 4 gånger över värdet som klassas som mycket allvarligt (Naturvårdsverket 1999b).

Di-n-butylftalat uppmättes till 25 mg/kg TS. Tidigare högsta notering vid undersökningar av lakvattensediment är 1 mg/kg TS. DEHP uppmättes till 54 mg/kg TS, vilket är 10 gånger högre än tidigare uppmätta högsta värde. Bland de övriga ftalaterna detekterades di-isobutylftalat (5,5 mg/kg TS) och butylbensylftalat (6,8 mg/kg TS). Dessa föreningar har analyserats men aldrig detekterats vid 10 tidigare tillfällen i lakvattensediment. Substanserna är mjukgörare i diverse polymerer.

Summan av klorfenoler uppgick i sedimentet till 0,47 mg/kg TS. I denna summa ingår föreningarna 2,4+2,5-diklorfenol (0,09 mg/kg TS), 2,4,5-triklorfenol (0,03 mg/kg TS), 2,3,4,5-tetraklorfenol (0,04 mg/kg TS) och pentaklorfenol (0,31 mg/kg TS). Ingen av föreningarna finns representerade i de data som föreligger från tidigare genomförda undersökningarna av lakvattensediment. Värdena är låga i jämförelse med riktvärde för förorenad mark (Naturvårdsverket 1999b).

Samtliga av de PCB-congener som normalt ingår i analysen fanns representerade i dagvattensedimentet. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för förorenad mark anges det uppmätta värdet som mycket allvarligt. (Naturvårdsverket 1999b).

Flertalet av de bromerade flamskyddsmedlen som analyserades översteg tidigare erhållna högsta värden hundratals gånger. Den förening som förekom i högsta koncentration var BDE 99, en pentabromerad kongen (860 µg/kg TS). Som jämförelse kan nämnas att samma förening förekommer i naturliga sediment i halter mellan <0,2 och 6,9 µg/kg TS.

Dessutom innehöll sedimentet klorerade dibensodioxiner och dibensofuraner, fenoxisyra, ett antal pesticider samt styren och cyanid.

7.7 Slutsats sediment

Vissa organiska komponenter i sedimentet förekom i hög koncentration i förhållande till den indelning av tillstånd för förorenad mark som gjorts av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 1999b). Detta gäller särskilt PAH, PCB och bromerade difenyletrar. Komponenterna i sedimentet återspeglar ämnen som ingår i avfall på sorteringsytan. Mängden sediment är troligen liten och därför är substansmängderna små. Förekomsten av de många icke önskade föreningarna är dock ett tecken på att de finns i avfallet som sorteras, och att eventuellt uttaget sediment bör hanteras med försiktighet. Normalt kommer en del av sedimentet vid nästa kraftiga regn att spolas ner i lakvattendammen, och blandas med sedimentet från deponins lakvatten.

8 Dagvatten från sorteringsyta för avfall

8.1 Bakgrund

Vid Sofielunds avfalls- och återvinningsanläggning i Huddinge, söder om Stockholm finns en sorteringsyta med en area på cirka 20 000 m² anlagd, där cirka 100 000 ton avfall årligen behandlas. De avfall som behandlas kommer från blandat grovavfall från handel, industri och från hushåll. Fraktionerna som behandlas är brännbart material, plast, papper, metall och trä.

Totalt behandlades år 2002 på hela sorteringsytan (20 000 m²) 37 000 ton grovsopor från hushåll och 66 000 ton ej branschspecifikt avfall från handel och industri. Ur detta återvanns cirka 3000 ton metaller och 50 000 ton brännbart material.

Den del av sorteringsytan från vilken det aktuella dagvattnet provtogs har en area på 3500 m². Här sker en plocksortering med hjälp av grävmaskin av blandat grovavfall från industri, handel och hushåll. De fraktioner som i huvudsak återvinns vid sorteringen är metaller och brännbart. Dessutom sker en fragmentering av bränslekross (trä, papp, mjukplast) i närheten av den del som genererar det aktuella dagvattnet.

Dagvattnet samlas upp och leds via en spygatt till en stenkista under deponin och vidare tillsammans med lakvatten från deponin till kommunalt reningsverk.

I en tidigare undersökning har lakvattnet vid anläggningen undersökts med avseende på dess kemiska sammansättning.

8.2 Syfte

Syftet med undersökningen var att kemiskt karakterisera dagvattnet för att det framöver väntas stå för en betydande del av det totala vatten som skall hanteras vid anläggningen.

8.3 Provtagning

Provtagningen av dagvattnet genomfördes 2003-07-30. Dagvattnet hade på grund av stopp i ledningen ansamlats i nedre delen vid en av spygatterna. Provtagningen ägde rum på morgonen efter ett regn som enligt SMHI uppmätts till 8,5 mm. Tiden dessförinnan hade föregåtts av en 5-dygnperiod där endast 0,4 mm nederbörd registrerats. Detta innebar att de vatten som provtogs antogs vara representativt med avseende på innehåll av kemiska parametrar kopplat till den aktivitet som skett på sorteringsytan dagarna före provtagningen. I detta fall antogs även de partiklar som sköljs med vid en så kallad "first flush"-effekt ha ingått i proverna.

Den nederbörd som registrerats dagen före provtagningen kom sent på kvällen och även under natten till provtagningsdagen. Detta innebar att vid provtagningen den 30 juli så rann det fortfarande vatten från plattan ner i den punkt där proverna togs. I en enkel fältmätning, med hjälp av hink och klocka, uppmättes flödet under provtagningen till cirka 48 l/h. Observera att flödet då var i avtagande.

Prover togs ut med hjälp av diskade och brända flaskor som sänktes ned i vattenansamlingen. Proverna konserverades, kylades och förvarades mörkt. Samtliga prover transporterades till laboratorium samma dag som provtagningen ägt rum.

8.4 Resultat

Samtliga resultat från undersökningen finns redovisade i Bilaga 2. Här presenteras en sammanställning för en del av de undersökta parametrarna.

8.4.1 Allmän karakterisering

Vid den allmänkarakteriserande analysen uppmättes ett neutralt pH.

Halten suspenderad substans (som i detta fall kan anses vara representativ för vad som faktiskt följt med dagvattnet i form av partiklar och annat från sorteringsytan) uppmättes till 92 mg/l.

Kvoten BOD/COD visade att 40 % av dagvattnet bestod av lätt nedbrytbart organiskt material. Av det totala organiska kolet uppträdde 85 % i löst form (< 0,45 μ) enligt kvoten DOC/TOC.

Då den sulfathalt som uppmättes relaterades till halten svavel så framgick att knappt 30 mg/l svavel förelåg i annan form än som sulfat.

Totalkväve och totalfosfor uppmättes till 28 mg/l respektive 1,8 mg/l.

8.4.2 Metaller och andra grundämnen

Uppmätta halter för metaller i denna studie ligger i stort sett i nivå med de övriga undersökta dagvattnen från sorteringsytor.

Relaterat till de halter som Naturvårdsverket presenterar i bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag bedöms uppmätta halter för As, Cr och Ni som höga och uppmätta halter för Cd, Cu, Pb och Zn som mycket höga.

8.4.3 Metallorganiska föreningar

Tennorganiska föreningar analyserades i dagvattnet. Av dessa återfanns mono-, di- och tributyltenn i de relativt höga koncentrationerna 190 ng/l, 220 ng/l respektive 88 ng/l. I dagvattnet uppmättes även mono- och dioktyltenn till 10 ng/l respektive 11 ng/l. Dessutom detekterades monofenyltenn i en koncentration på 3,2 ng/l.

De uppmätta koncentrationerna för butyltennföreningarna ligger i nivå med övriga undersökta dagvatten i denna studie. Tributyltenn som är den mest toxiska av dessa har i tidigare studier rapporterats ge negativa biologiska effekter på vattenlevande organismer vid 5 ng/l.

8.4.4 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

EGOM och EOX detekterades i halter om 1100 µg/l respektive 18 µg/l. Dessa värden ligger i nivå med de övriga undersökta dagvattnen i denna studie.

Samtliga av de 16 polyaromatiska kolväten (PAH) som ingår i standardmetoden registrerades i dagvattnet med undantag för naftalen och acenaftylen. I jämförelse med tidigare studier av lakvatten är uppmätta värden höga. I relation till övriga dagvatten i denna studie är däremot halterna normala. Uppmätt halt för summan av de 16 polyaromatiska kolvätena var tre gånger högre än det värde som anges som högt i klassificering av dagvatten i stadsmiljö (Tabell 3). Cancerogena PAH uppmättes till 1,3 µg/l och skulle vid en jämförelse med värden bestämda för förorenat grundvatten vid bensinstationer klassas som allvarligt.

7 stycken av de totalt 17 klorfenoler som normalt analyseras återfanns i dagvattnet. Pentaklorfenol, en förening som idag är förbjuden i Sverige, uppmättes till 6,4 µg/l. Gränsvärdet för ytvatten i Kanada för pentaklorfenol har satts till 0,5 µg/l.

Oktylfenol, oktylfenolmonoetoxylat, nonylfenol, nonylfenolmonoetoxylat och nonylfenoldietoxylat återfanns i dagvattnet i nivåer som är jämförbara med övriga dagvatten i denna studie. Dessa föreningar tillhör de med dokumenterat negativ effekt i fråga om hormonstörande egenskaper.

Bland ftalaterna så uppmättes di-n-butylftalat till 210 µg/l vilket är högt. Värdet är fyra gånger över tidigare högsta noterade halt i de dagvatten som undersökts i denna studie. Ftalater har använts framförallt som mjukgörare i PVC-plast, men också i bland annat lacker, klister och tryckfärg.

I övrigt detekterades även samtliga PCB-kongener, en förening ur gruppen klorbensener, MTBE, några föreningar ur gruppen bromerade flamskyddsmedel och fyra fenoxisyror i dagvattnet.

8.5 Slutsats för dagvatten från sorteringsyta

Provtagningen av dagvattnet genomfördes efter en natts regnande, varför det ses som representativt med avseende på innehållet av föreningar och ämnen kopplat till verksamheten på sorteringsytan. Halten suspenderad substans avspeglar med stor sannolikhet den mängd partiklar som rivs med från en sorteringsyta vid ett kraftigare regn genom den så kallade first flush-effekten. Uppmätta halter av de olika analyserade föreningarna ses därför också som representativa.

Många av de analyserade föreningarna och ämnena återfanns i dagvattnet, vilket visar att de olika avfallsfraktioner som behandlats på sorteringsytan innehåller en mängd föreningar. Uppmätta halter i dagvattnet låg i de allra flesta fall i nivå med de övriga undersökta vattnen i denna studie.

I jämförelse med de värden som listats för dagvatten i stadsmiljö (Tabell 3) var uppmätta halter för metaller höga, vilket också betyder att de ligger över de värden som klassats som höga eller mycket höga i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Ett av de mer anmärkningsvärda resultaten beträffande de organiska föreningarna var att di-n-butylftalat uppmättes till 210 µg/l vilket var fyra gånger över tidigare högsta noterade halt i de dagvatten som undersökts i denna studie. De tennorganiska föreningarna skulle ha en kraftig effekt på vattenlevande organismer.

Även i övrigt noterades en del föreningar i halter som skulle kunna leda till negativa biologiska effekter om dagvattnet skulle släppas ut utan rening. Observera dock att dagvattnet leds tillsammans med lakvattnet till kommunalt reningsverk.

9 Dagvatten från sorteringsyta för avfall

9.1 Bakgrund

Från Skräppekärrs sorteringsanläggning i Göteborg, där avfall sorteras och mellanlagras, samlas dagvatten upp och leds ut till Göta älv. Innan vattnet leds ut till recipienten passerar det igenom ett sandfång och en oljeavskiljare. I oljeavskiljaren sugas slammet av ett antal gånger per år. Under år 2001 hade ytskiktet ej avlägsnats vid något tillfälle. Detta hade däremot skett med bottenlammet, vilket hade avlägsnats två månader före provtagningen.

De avfallsfraktioner som hanteras består av bygg- och rivningsavfall, grovavfall från hushåll, inert material i form av fyllnadsmassor mm, skrot, däck, gips mm. Blandat avfall sorteras medan de oblandade fraktionerna mellanlagras. Trä flisas, förutom CCA-impregnerat trä som enbart mellanlagras. Vid ytan krossas också fraktionen brännbart material. I vissa fall mellanlagras avfall under långa perioder, vilket skulle kunna innebära att en viss biologisk påverkan hinner ske.

Det dagvatten som var föremål för undersökningen kommer från den del av området där sortering av blandat avfall sker. Vattnet samlas upp i diken som omger sorteringsytan. Under vissa tidsperioder mellanlagras här även avfall direkt i de diken som samlar upp dagvattnet. Förutom nederbördsvatten samlas även vatten upp från bevattning. Materialet på ytan bevattnas för att förhindra att det dammar främst vid krossningsverksamheten.

Vid en tidigare provtagning genomförd hösten 2000 analyserades COD, (400 mg/l) BOD, (110 mg/l) TOC, (100 mg/l) och AOX, (740 µg/l). Dessutom analyserades PAH, fenoler, PCB samt polära och opolära alifater och aromater.

9.2 Syfte

Ett villkor för dagvattnet, enligt tillståndet som innebär att vattnet som avleds högst får innehålla 200 mg COD per liter som årsmedelvärde och riktvärde.

Avsikten med denna studie var i första hand att försöka reda ut vilka olika specifika organiska föreningar som bidrar till COD-värdet.

9.3 Provtagning

Provtagningen ägde rum den 12 juni 2001. Provtagning, provhantering och analys utfördes enligt tidigare utvecklad metodik (Öman et al, 2000). Samtliga delprogram (A-E) ingick helt

eller delvis i studien. Vattnet som provtogs var brunt och hade en viss lukt av svavelväte. Provtagningen skedde genom att en glasflaska knuten till ett snöre lindat med teflontejp nedsänktes till vattenytan som var belägen drygt 1 meter ned. Flaskorna toppfylldes cirka 10 cm under ytan. Endast 2,8 mm regn hade fallit under de senaste fem dyggen före provtagningen.

9.4 Resultat

En sammanfattning av resultaten från undersökningen redovisas här. Samtliga resultat presenteras i Bilaga 2.

9.4.1 Allmän karakterisering

pH uppmättes till 7,4 vilket är normalt jämfört med lakvatten och andra dagvatten. COD-halten (310 mg/l) låg över det villkorliga utsläppsvärdet. BOD/COD kvoten (0,3) tyder på att vattnet innehöll relativt stor mängd lättnedbrytbart organiskt material. DOC/TOC kvoten visade att cirka 90% av de totala organiska kolet förelåg i löst form.

Sulfatjonkoncentrationen (530 mg/l) räknades om till rent svavel och jämfördes med den svavelkoncentration som uppmättes (186 mg/l). Det visade det sig att i stort sett allt svavel förelåg som sulfat (176 mg/l).

Kloridjonskoncentrationen var relativt låg (89 mg/l). Övriga analyserade allmänkarakteriserande parametrars värden var normala till låga i jämförelse med tidigare undersökningar av lakvatten.

9.4.2 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

EGOM, EOX, AOX, polära och opolära alifater och aromater samt aromater och alifater indelade efter kolkedjelängd analyserades.

EGOM uppmättes till 1,3 mg/l vilket var samma värde som för de totalt extraherbara alifaterna. Den dominerande fraktionen av dessa var alifater C16-C35. EOX och AOX uppmättes till 0,02 respektive 0,13 mg/l. Som jämförelse kan nämnas att ett dricksvatten kan innehålla mellan 0,03 och 0,05 mg/l AOX.

I övrigt analyserades BTEX, fenol och alkylerade fenoler, nonyl- och oktylfenoletoxylater, PAH, ftalater, klorbensener, klorfenoler, PCB, PBDE och fenoxisyror. Analyserna av dessa ämnesgrupper visade att inga klorerade bensener eller PCB-kongener kunde detekteras.

Av de polyaromatiska kolvätena (PAH) uppmättes relativt höga halter för 5 av de 7 cancerogena föreningarna. Högst notering gjordes för krysen (0,46 µg/l). Det är troligt att de relativt

höga halterna som uppmättes för de polyaromatiska kolvätena (jämfört med tidigare undersökningar av lakvatten) kan relateras till trafiken och den kringliggande stadsmiljön.

Av fenoxisyrorna påträffades den högsta noterade koncentrationen av 2,4-D (1,3 µg/l). Vid 20 tidigare tillfällen har fenoxisyror provtagits och analyserats i studier av lakvatten. Tidigare högst uppmätta värde för 2,4-D var 0,9 µg/l.

9.4.3 Metallorganiska föreningar

Av de tennorganiska föreningarna uppmättes halter av monobutyltenn (0,06 µg/l), dibutyltenn (0,19 µg/l) och tributyltenn (0,27 µg/l). Dessa koncentrationer ligger över tidigare uppmätta högsta värde för lakvatten och i nivå med halter i andra dagvatten från sorteringsytor.

9.4.4 Metaller och andra grundämnen

Av de metaller som analyserades så detekterades en del tungmetaller i relativt höga halter: Cu (55 µg/l), Hg (0,16 µg/l), Pb (45 µg/l) och Zn (920 µg/l).

9.4.5 Toxicitet

Toxiciteten för dagvattnet undersöktes med bioluminescerande (ljusalstrande) bakterier enligt Microtox. Dagvattnet visade hög giftighet för bakterierna med en halvering av bakteriernas ljusalstring vid 8 gångers utspädning. 20 % minskning av ljusalstringen kunde fortfarande mätas vid 28 gångers utspädning.

Utifrån det erhållna analysresultatet kan giftigheten med stor sannolikhet hänföras till vattnets kopparinnehåll. Den akuta toxicitet som mäts enligt Microtox ligger i samma storleksordning som akut toxicitet för kräftdjur och fisk. Vid de indikerade utspädningarna ligger Cu-halten på ca 7 resp. 2 µg/l. Halterna ligger i samma storleksordning som effekter för fiskyngel och kräftdjur 9 – 12 µg/l (KemI, No12/95).

9.5 Slutsats för dagvatten från sorteringsyta

Dagvattenprovet innehöll suspenderat material, ca 54 mg/l varav drygt hälften i form av organiskt material (54 – glödrest). Det suspenderade materialet ingår i COD-analysen på 310 mg/l. Man kan uppskatta att det suspenderade materialet utgjorde ca 10-15 % av COD-värdet. Ett annat bidrag till COD-värdet kommer från sulfid. Om man antar att de 10 mg/l svavel som inte förelåg som sulfat var sulfid, innebär det ett bidrag till COD-värdet med 20 mg/l.

Suspenderat material innehåller också merparten av de specifikt analyserade organiska ämnena.

En effektiv avskiljning av suspenderat material skulle således minska halten av såväl COD som halten av fettlösliga komponenter i dagvattnet.

De specifika analyserna kunde bara förklara en försvinnande liten del av COD. Analyserade organiska föreningar står bara för 4 mg/l, metaller för 1 mg/l och sulfid för 20 mg/l. Till detta kommer cirka 30 mg/l i form av fast material. Tidigare studier har visat att huvuddelen av löst COD i lakvatten är kolhydrater, ättiksyra, proteiner och humusliknande ämnen.

10 Dagvatten från sorteringsyta för avfall

10.1 Bakgrund

Vid Filborna avfallsanläggning, utanför Helsingborg, finns en sorteringsyta för inkommande verksamhetsavfall anlagd. På sorteringsytan behandlas, sorteras, siktas och mals industriavfall och grovavfall från hushåll (trä, plast, papper, metallskrot, betong mm). Sorteringsplattan har en area på cirka 14 000 m². Dagvatten från sorteringsytan samlas upp via ett antal rännstensbrunnar och avleds sedan till lakvattensystemet vid anläggningen. Dagvattnet från sorteringsytan blandas med lakvattnet i lakvattendammen. Den större delen av lakvattnet skickas sedan vidare till kommunalt reningsverk och en mindre del (cirka 15 %) nyttjas för bevattning. Årligen bildas mellan 200 - 250 000 m³ lakvatten.

10.2 Syfte

Syftet med provtagningen var att genomföra en bred karakterisering med avseende på dagvattnets innehåll av kemiska föreningar och att uppskatta dagvattenflödet relaterat till aktuell nederbörd. Dessutom var syftet att genomföra ett beräkningsexempel på vilka mängder av olika föreningar som kan transporteras med dagvattnet.

På grund av att en del dagvattenprover förstördes innan de hade analyserats så inriktades studien även på att undersöka ett perkolat från deponin med avseende på dess kemiska innehåll.

10.3 Provtagning

10.3.1 Dagvatten

Provtagningen av dagvattnet genomfördes i oktober 2002. Prover togs i en brunn där bland annat en samlingsledning för dagvattnet från sorteringsytan mynnar. Proverna togs direkt vid mynningen av röret. För att samla upp ett samlingsprov togs prover ut vid tre olika tidpunkter under en och samma dag. Det första provet togs på morgonen, det andra mitt på dagen och det tredje under eftermiddagen.

Vid provtagningen genomfördes också en enkel fältmätning av aktuella flöden, där en volym vatten samlades upp under tidsövervakning. Detta upprepades tre gånger vid varje provtagningstillfälle och ett medelvärde beräknades. Nederbördsdata för aktuellt område och datum

erhölls från SMHI. På morgonen 08.00 uppmättes nederbörden till 5,2 mm och på kvällen 19.00 till 4,5 mm. Mätningarna görs två gånger per dygn.

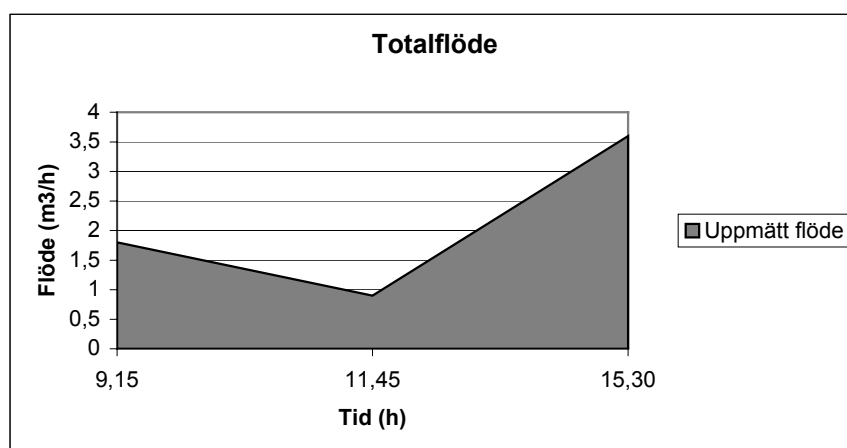
Med utgångspunkt från uppmätta flöden och beräknat medelvärde för dessa kunde ett totalt dagvattenflöde för den tid provtagningen ägde rum beräknas approximativt. Se Tabell 7.

Tabell 7. Uppmätta och omräknade dagvattenflöden

Tidpunkt	Uppmätt flöde	Omräknat flöde
09.15	0,5 l/s	1,8 m ³ /h
11.45	0,25 l/s	0,9 m ³ /h
15.30	1,0 l/s	3,6 m ³ /h
Medelvärde	0,58 l/s	2,1 m ³ /h

Från det tillfället då det första till det sista provet togs ut hade 6,25 timmar förflutit. Vid tidpunkterna för de uppmätta flödena varierade detta som synes av tabell 7, men med tanke på att nederbörden på morgonen och på kvällen uppmättes till 5,2 respektive 4,8 mm antogs flödet, vara linjärt mellan mätningarna. Utifrån dessa antaganden erhöles ett totalt dagvattenflöde på 11,8 m³ (Figur 1).

Ett annat mera gängse tillvägagångssätt för beräkning av dagvattenflöden där man multiplicerar arean för ytan av intresse för studien med antalet mm nederbörd lämpar sig inte vid denna studie. Det beror på att mängden avfall som fanns på sorteringsytan vid provtagningstillfället inte är känd och inte heller vilka olika typer av avfallsfraktioner som behandlats. Olika typer av avfall ger skillnader i avrinningskoefficient. Skulle denna metod ha tillämpats hade resultatet blivit någonstans mellan 35 – 70 m³ beroende på avrinningskoefficient.



Figur 1. Arean under kurvan beskriver det totala dagvattenflödet.

10.3.2 Perkolat

Ett perkolat från deponin provtogs i februari 2003. Perkolatet analyserades utifrån vilka parametrar som återfunnits i dagvattnet.

10.3.3 Provberedning dagvatten

Alla prover förvarades i kylskåp över natten. Dagen efter provtagningen förpackades alla prover och transporterades till IVL. På IVL:s laboratorium hälldes sedan proverna över och samlades i ett och samma glaskärl, vilket, liksom provflaskorna, genomgick laboratoriediskning och upphettning i ugn i 400° C i minst 2 timmar. I botten av varje flaska syntes en mängd partiklar varför flaskorna skakades innan de hälldes över i det större kärlet. Efter ordentlig omblandning i det större kärlet återfördes vattnet till de mindre flaskorna. Proverna skickades in till laboratoriet omedelbart efter detta, varför inget konserveringsmedel tillsattes.

10.3.4 Provberedning perkolat

Proverna konserverades och skickades med kyltransport till IVL, varefter de vidarebefordrades till analyslaboratorium inom 24 timmar.

10.4 Resultat

Samtliga resultat från analyserna av dagvattnet och perkolatet presenteras i Bilaga 2 respektive Bilaga 3. En sammanfattande utvärdering presenteras i det följande kapitlet.

10.4.1 Allmän karakterisering av dagvatten

Sulfatjonskoncentrationen 770 mg/l var bland de högsta halter som uppmätts inom detta projekt. Svavelkoncentrationen uppmättes samtidigt till 273 mg/l, vilket visade att i stort sett allt svavel förelåg som sulfat (257 mg/l). Resterande 16 mg förelåg troligen som HS⁻ eller som anjon i någon form av metallsulfid. pH uppmättes till 6,6 vilket var i nivå med andra analyserade dagvatten. Detsamma gäller för uppmätt kloridjonskoncentration (1100 mg/l). Den suspenderade substansen uppmättes till höga 1200 mg/l, vilket visade att nederbörden fört med sig en stor mängd partiklar och jord från sorteringsytan. Den höga halten suspenderat material påverkar naturligtvis resultaten för flertalet av övriga analyserade parametrar. Speciellt gäller detta för de mer lipofila och mindre polära föreningarna, på grund av dess förmåga att binda till partiklar. Det suspenderade materialet kan dessutom föra med sig metaller och andra oorganiska element. Kvoten BOD/COD visade att 40 % av dagvattnet bestod av lätt nedbrytbart organiskt material. 60 % av det totala organiska kolet som uppmättes (330 mg/l) förelåg i löst form. Samtliga kväveformer uppmättes i låga halter med en totalkvävehalt på 26 mg/l.

10.4.2 Allmän karakterisering av perkolat

Perkolatets innehåll av lätt nedbrytbart organiskt material var 20 % och halten löst organiskt kol av den totala mängden organiskt kol var hela 90 %. Halten suspenderad substans uppmättes till 52 mg/l, vilket är ett 20 gånger lägre värde än vad som uppmättes i dagvattnet. COD-halten i perkolatet var något lägre än i dagvattnet medan kloridhalten var något högre.

10.4.3 Metaller och andra grundämnen i dagvattnet

Flertalet metaller uppmättes i höga halter relativt tidigare undersökta vatten inom projektet.

Samtliga analyserade tungmetaller uppmättes i höga till mycket höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Halter i den nivå som dagvattnet visade sig innehålla skulle enligt samma bedömningsgrunder innebära en påverkan på överlevnaden hos vattenlevande organismer redan vid kort exponering. Naturligtvis bör beaktas i vilken form metallerna i vattnet föreligger innan några slutsatser dras beträffande toxiciteten. Uppmätta värden är som framgår av Tabell 8 i jämförelse med ett utgående renat avloppsvatten mycket höga.

Tabell 8. Uppmätta metallhalter i jämförelse med NV:s bedömningsgrunder och ett utgående renat kommunalt avloppsvatten

Metaller	Enhet µg/l	Uppmätta halter	NV:s tillståndsbedömning Mycket höga halter	Utgående renat avloppsvatten. År 2000
Cd		4,2	> 1,5	0,02
Cr		81	> 75	< 1
Cu		330	> 45	4
Ni		110	> 225	7
Pb		510	> 15	< 0,5
As		19	> 75	-
Zn		3600	> 300	32

- Inga värden funna.

10.4.4 Metaller och andra grundämnen i perkolatet

I deponin föreligger metallerna bundna som sulfider i större utsträckning än i dagvattnet beroende på att anaeroba förhållanden råder här, vilket medför generellt sett lägre halter av metaller i perkolatet jämfört med dagvattnet. Skillnaden i den uppmätta halten suspenderad substans påverkar också till viss del innehållet av metaller i den riktning att högre halt suspenderad substans leder till generellt sett högre halter av metaller.

10.4.5 Metallorganiska föreningar i dagvattnet

Tennorganiska föreningar provtogs och analyserades. Mono-, di-, och tributyltenn uppmättes i halter om 9,6, 18 respektive 0,5 µg/l. I dagvattnet detekterades även mono- och dioktyltenn i halter om 1,7 respektive 4,2 µg/l. NOEC (No Observed Effect Concentration) för fiskyngel (regnbågsforell) ligger på ett värde av 40 µg/l för dibutyltenn och för tributyltenn är motsvarande värde 40 ng/l.

10.4.6 Metallorganiska föreningar i perkolatet

I perkolatet uppmättes mycket lägre halter av de tennorganiska föreningarna, vilket skulle kunna förklaras med en lägre halt suspenderat material i perkolatet jämfört med dagvattnet.

10.4.7 Organiska föreningar och organiska summaparametrar i dagvattnet

Analys av alifater och aromater indelade efter kolkedjelängd visade att samtliga grupper fanns representerade i dagvattnet med undantag för gruppen alifater C5-C8. Innehållet i dagvattnet dominerades av gruppen alifater C16-C35, vilket kan relateras till olika typer av oljeprodukter.

Toluen uppmättes i dagvattnet i en relativt hög koncentration (7 µg/l), vilket tyder på att någon form av produkt innehållande toluen behandlats på sorteringsytan. Toluene löser sig i vatten till 0,1 % och är biologiskt nedbrytbar.

Alla de 16 polyaromatiska föreningarna som brukar analyseras återfanns i dagvattnet i höga koncentrationer med undantag av acenaftalen. Cancerogena PAH uppmättes till 8,3 µg/l och övriga PAH till 27 µg/l.

Tre stycken föreningar inom gruppen klorbensener återfanns i dagvattnet. 1,2-, 1,3- och 1,4-diklorbensenen, varav den senaste är den som är prioriterad ur miljösynpunkt. 1,4-diklorbensenen finns upptagen som ett av 40 ämnen på kemikalieinspektionens begränsningslista från 1996.

Klorfenoler analyserades i dagvattnet och flera föreningar förekom i höga halter relativt tidigare undersökningar av dagvatten från sorteringsytor. Bland annat uppmättes pentaklorfenol till 0,83 µg/l.

PCB har analyserats i andra dagvatten från sorteringsytor men inte detekterats. Däremot har PCB varit föremål för analys vid ett antal tillfällen tidigare i lakvatten och där återfunnits. Jämfört med de resultat som erhöles vid lakvattenundersökningarna var koncentration för i stort sett samtliga PCB-kongener i dagvattnet tio gånger så hög. Samtliga 7 PCB-kongener detekterades.

Ingen förening ur gruppen bromerade flamskyddsmedel detekterades i dagvattnet, vilket är anmärkningsvärt med tanke på den höga halten suspenderat material.

Tabell 9 beskriver de halter som uppmätts i dagvattnet. De mängder av föreningar som beräknats ha transporterats under provtagningsstillfället har relaterats till den nederbörd som beskrivs i Figur 1. Vidare har även ett grovt räkneexempel genomförts baserat på uppmätt årsmedelvärde för nederbörden i södra Sverige. Denna har relaterats till uppmätt och rapporterad mängd under provtagningsdygnet. Beräkningen förutsätter att verksamheten som pågått på sorteringsytan dagarna före provtagningsdygnet kan ses som representativ och att de avfall som behandlats var representativt beträffande mängder och typ av avfall. Naturligtvis har man en större variation i verksamheten under ett års tid, vilket gör att beräkningarna är mycket osäkra och endast skall ses som ett räkneexempel. I detta fall har uppmätta värden för perkolatet multiplicerats med en volym på 125 000 m³, vilket motsvarar hälften av total rapporterad årsvolym lakvatten från anläggningen.

Tabell 9. Uppmätta halter grovt omräknade till total mängd/provtagningsperiod och total mängd/år. Vid samtliga beräkningar har uppmätta värden förutsatts vara representativa m.a.p. innehållet av kemiska föreningar.

Förening/ämne	Enhet	Uppmätt halt i dagvattnet	Total beräknad mängd (kg) som passerade provpunkten med dagvattnet mellan kl. 09.15 och 15.30	Beräknad mängd (kg) baserad på årsmedelvärde* för nederbörd	Beräknad mängd (kg) baserad på årsvolym lakvatten
				Dagvatten	Perkolat
SO ₄ ²⁻	mg/l	770	9	1900	5800
Cl ⁻		1100	13	2700	1,3 E5
Susp. substans		1200	14	2900	6500
Cd	µg/l	4,2	4,9 E-5	0,01	0,03
Cr		81	9,6 E-4	0,2	15
Cu		330	3,9 E-3	0,8	2,5
Hg		0,3	3,8 E-6	7,8 E-4	3,8 E-3
Ni		110	1,3 E-3	0,3	14
Pb		510	6,0 E-3	1,2	5,9
As		20	2,3 E-4	0,05	4,9
Zn		3600	4,3 E-2	8,9	56
Monobutyltenn		9,6	1,1 E-5	2,3 E-3	4,3 E-3
Dibutyltenn		18	2,1 E-4	0,04	0,07
Tributyltenn		0,5	5,9 E-6	1,2 E-3	7,6 E-3
PAH cancerogena		8,3	9,8 E-5	0,02	0,03
1,4-diklorbensen		1,5	1,8 E-5	3,7 E-3	0,06
Pentaklorfenol		0,8	9,8 E-6	2,0 E-3	-

* Nederbördens årsmedelvärde baseras på värden från SMHI: s mätningar år 1985 – 2001 (537 mm).

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

10.4.8 Organiska föreningar och organiska summaparametrar i perkolatet

Flertalet av de analyserade specifika organiska parametrarna uppmättes i högre halter i dagvattnet jämfört med perkolatet, vilket med stor sannolikhet kan tillskrivas en högre halt suspenderat material.

10.5 Slutsats angående dagvatten från sorteringsyta samt perkolat från deponi

Dagvattnet var förorenat med avseende på ett antal kända miljöstörande organiska föreningar såsom pentaklorfenol, tributyltenn, 1,4-diklorbensen, ett antal polyaromatiska kolväten och dessutom en rad tungmetaller. Flera av de uppmätta värdena överstiger tidigare uppmätta halter inom detta projekt. Halten suspenderad substans var hög (1200 mg/l) vilket delvis kan förklara förekomsten av de höga halterna för en del organiska föreningar i dagvattnet.

I perkolatet återfanns också många miljöstörande organiska föreningar, men i generellt sett lägre halter än i dagvattnet beroende på lägre halt suspenderat material.

I det räkneexempel som genomförts i Tabell 9 beträffande utsläppta mängder i dagvattnet ingår troligen ej de partiklar som sköljs med vid ”first flush”-effekten, vilket innebär att beräknade mängder troligen understiger de verkliga mängderna förutsatt att uttaget prov anses som representativt. Ytterligare en faktor som pekar på att halterna som beräknats i Tabell 9 är lägre än de verkliga är det faktum att den mer gängse metoden att beräkna dagvattenflöden ger minst tre gånger så höga flöden jämfört med de värden som nyttjats vid beräkningarna i denna studie.

Aktiviteten på och kring en sorteringsyta för avfall är av så skiftande karaktär sett över en längre tidsperiod beträffande avfallsmängder, dominerande avfallsslag och annat, vilket gör att det naturligtvis är vanskligt att utifrån endast en provtagning av ett dagvatten dra slutsatser angående mängder av olika typer av föreningar som potentiellt sett skulle kunna transporteras med dagvattnet.

Dagvattnet samlas upp och leds till en lakvattendamm inne på deponiområdet, vilket innebär att en stor del av den suspenderade substansen kan förväntas sedimentera i dammen varvid halterna för olika föreningar som gärna binds till partiklar också troligen sjunker.

Årligen omsätts mellan 200 – 250 000 m³ lakvatten per år i uppsamlingsdammen. Om man antar att hälften av denna volym härstammar från det perkolat som provtagits i denna undersökning så utgör dagvattnets bidrag endast knappt 2 %. Vid en jämförelse mellan de två undersökta vattnen med avseende på totala beräknade mängder av kemiska föreningar som tillförs lakvattendammen står perkolatet generellt sett för den större delen, men bidraget från dagvattnet är ändå ansenligt då det i vissa fall uppgår till mer än 50 %.

En stor del av de partiklar (suspenderad substans och lipofila föreningar) som transporteras med perkolatet binds upp i deponin. Dessutom reduceras sulfat i till sulfid varvid metallsulfider bildas som då hålls kvar i deponin. Därför är det logiskt att de beräknade mängderna från de två vattentyperna i vissa fall inte skiljer sig så mycket trots stora skillnader i volym vatten.

10.6 Sammanfattning dagvatten

Dagvatten har i denna studie visat sig innehålla många av de ämnen och föreningar som analyserats (Bilaga 2). Vid några av de undersökta dagvattnen från sorteringsytor för avfall har koncentrationer uppmätts som vida överstiger tidigare högsta noterade värde vid undersökning av lakvatten/perkolat.

Ett dagvatten uppstår momentant i samband med nederbörd. Med det första regnet spolas en hårdgjord yta av och mycket partiklar följer med dagvattnet, ett fenomen som i dagvattensammanhang kallas för ”first flush”-effekten. De partiklar som spolas med i dagvattnet medför också att metaller och lipofila organiska föreningar sköljs med i en större utsträckning, då dessa gärna binder till partiklar. Det har i studien visat sig vara av stor vikt att provtagningen av ett dagvatten äger rum precis efter eller allra helst under ett nederbördstillfälle om möjligt. Att ta representativa prover på ett dagvatten är komplicerat då man oftast inte hinner med att samla in de ämnen och föreningar som spolas med i början av ett nederbördstillfälle. Dessutom påverkas naturligtvis analysresultaten och representativiteten även av vilken aktivitet som skett vid och på ytan där dagvattnet genererats. För en sorteringsyta för avfall kan faktorer som behandlade mängder och fraktioner av avfall ha en stor betydelse och för en avisningsyta för flygplan bör naturligtvis provtagningen äga rum under högsäsong beträffande användningen av avisningsmedel.

Typiskt för de dagvatten som analyserats i denna studie i jämförelse med tidigare undersökta lakvatten är att de generellt sett innehåller en mycket högre halt suspenderat material. Dessutom har medelvärde för andelen lätt nedbrytbart organiskt material uppmätts till 40 % i jämförelse med lakvattnen där motsvarande siffra uppmätts till 60 %. Många av de metaller som analyserats tillsammans med tennorganiska föreningar och flera specifika organiska föreningar har uppmätts i klart högre halter än vid tidigare undersökningar av lakvatten. Typiskt för dagvatten är också att volymerna är mycket mindre i jämförelse med lakvatten.

Den mest naturliga behandlingsmetoden för ett dagvatten från en sorteringsyta borde vara att leda det genom deponin. På så vis skulle en stor mängd av den suspenderade substans (partiklar) som ofta dagvattnen innehåller fastna i deponin. Tidigare har det konstaterats att den suspenderade substansen ofta binder mycket metaller och organiska föreningar vilka således också skulle fastna i deponin. Den höga halten av lätt nedbrytbart organiskt material skulle till stor del brytas ned i deponin innan de når lakvattendammen. En del mindre lätt nedbrytbara organiska föreningar skulle kunna brytas ned i deponin till följd av att de hålls kvar under längre tid. De anaeroba förhållandena torde också innebära att många metaller skulle bindas

upp som metallsulfider i deponin då dagvattnen från sorteringsytor för avfall ofta innehåller höga halter av sulfat.

I ett av fallen där dagvatten undersökts uppmättes dagvattenvolymen från sorteringsytan till 2 % av den totala lakvattenvolymen. Denna procentsats varierar dock kraftigt och enligt uppgift från branschhåll kan den uppgå till 50 %. Dagvatten från sorteringsytor tillhör också de vatten som från branschens håll förväntas att öka volymmässigt jämfört med lakvatten framöver. Det beror dels på ökade krav på sortering och således krav på större sorteringsytor och dels på att täckning av deponin sker i snabbare takt idag än tidigare. Idag har man på många håll en god kontroll på sitt dagvatten och det leds ofta tillsammans med lakvattnet antingen till lokal rening eller till kommunalt reningsverk. Hur stor andel av de deponier med sorteringsytor i Sverige som släpper dagvattnet orenat direkt till recipient har inte fastlagts i denna studie.

11 SBR-behandlat lakvatten

11.1 Bakgrund

Vid Norsa avfallsupplag, utanför Köping behandlas lakvattnet lokalt genom en SBR-anläggning (Satsvis Biologisk Reaktor) tagen i drift under våren och sommaren 2000. I SBR-anläggningen genomgår lakvattnet först luftning varvid ammoniumkväve oxideras till nitrat följt av omrörning utan luftning med reduktion av nitrat till kvävgas. Därefter sedimenteras och dekanteras lakvattnet. På grund av lakvattnets låga innehåll av lättillgängligt kol och fosfor tillsätts metanol och fosfor för att reningsprocessen skall fungera optimalt.

SBR-anläggningen har en total volym på 300 m³, men normalt så behandlas cirka 80 m³ per dygn i tre stycken 8-timmarscykler. En cykel ser normalt ut på följande sätt:

- luftning och omrörning (4 tim)
- omrörning (1 tim. 15 min.)
- sedimentering (1 tim. 40 min.)
- dekantering (drygt 1 tim.)

Som slutpoleringssteg har två stycken långsamfilter à 100 m² med sand anlagts.

11.2 Syfte med studien

Syftet med studien var att utvärdera hur SBR-anläggningen och sandfiltret fungerar för att ta bort icke önskvärda föreningar i lakvattnet. I denna studie förväntades inte någon utspädning/avdunstning ske i systemet, vilket medförde att de beskrivna haltreduktionerna antogs motsvara den faktiska reningen av undersökta parametrar.

11.3 Provtagning

Provtagning ägde rum vid två tillfällen. Första provtagningen ägde rum 30 oktober 2000. Provtogs i lakvattendammen (P1) och efter SBR-anläggningen (P2). I P1 togs prov på vatten och sediment från båt. I P2 togs prov på vatten.

Proverna förvarades kallt och transporterades till IVL. Prov från P1 skickades till analys dagen efter. Prov från P2 frystes och sparades i avvaktan på resultat från analys på P1. Vid första provtagningstillfället fungerade SBR-anläggningen inte bra. Av okänd anledning före-

kom slamflykt. Därför skickades inte prov från P2 till analys. Istället genomfördes en ny provtagning.

Andra provtagningen ägde rum 27 september 2001. Prov togs i lakvattendammen (P1), efter SBR-anläggningen (P2) och efter sandfiltret (P3). I P1 togs prov på vatten från båt. I P2 togs prov på vatten och sediment (ovanpå sandfiltret). I P3 togs prov på vatten.

Proverna förvarades kallt och transporterades till IVL. Samtliga prover skickades omgående till laboratorium för analys.

Vid den första provtagningen år 2000 hade man problem med slamflykt från SBR-anläggningen varför inga vidare prover efter reningen analyserades vid detta tillfälle. Vid den förnyade provtagningen 2001 upptäcktes emellertid att prover som tagits ut efter SBR-reaktorn men före sandfiltret innehöll så pass mycket partiklar (slam) att det även denna gång tydde på en viss slamflykt från SBR-reaktorn. Detta gjorde att dessa prover kasserades och att prover uttagna efter sandfiltret istället analyserades.

11.4 Resultat

Här sammanfattas en del av resultaten från undersökningen. Samtliga analysresultat presenteras i bilaga 3.

11.4.1 Karakterisering av lakvatten i dammen 2000 och 2001

En genomgång av de allmänna parametrarna visade generellt högre halter vid andra provtagningen jämfört med första provtagningen. Värdena på t ex COD, DOC, klorid och flera av närsalterna var ungefär dubbelt så höga i provet från 2001 jämfört med provet från 2000. För enskilda organiska parametrar är bilden mer komplicerad men för de flesta parametrar där värden finns från bägge provtagningarna gäller att halterna var högre 2001. Detta beror sannolikt delvis på att lakvattnet var mer utspädd på grund av ihållande regn vid första provtagningen och proverna i lakvattendammen togs nära ytan. Dock har ingen genomgång av nederbördsdata i området genomförts för perioderna. Skillnaderna skulle också kunna bero på skillnader i provtagning eller skillnader i vattnets omblandning i dammen vid de olika provtagningarna. Halten suspenderat material var betydligt högre, 88 mg/l, i provet från 2001 jämfört med 33 mg/l i provet från 2000. En högre halt suspenderat material kan bero på de ovan nämnda orsakerna. Skillnaden i DOC, d v s löst organiskt material och skillnaden i uppmätta kloridhalter tyder dock på att det främst rör sig om en utspädningsfaktor.

Metallanalyserna från de bägge provtagningarna visade att halterna låg i stort sett i samma storleksordning undantaget några få ämnen. Störst var avvikelsen för kisel som år 2000 uppmättes till 7 mg/l och 2001 till 8 µg/l.

De allmänna parametrarna visade dock som helhet att lakvattnet var ”normalt” i jämförelse med andra undersökta lakvatten.

11.4.2 Behandlingsmetodens effekt på lakvattnet

För att utvärdera hur SBR-anläggningen och sandfiltret fungerat för att ta bort icke önskade föreningar i lakvattnet jämfördes analysresultaten i P1 och P3 från 2001. Proverna togs samma dag. Dammen innan SBR-anläggningen rymmer 3000 m³ lakvatten vilket motsvarar runt en månads lakvattenproduktion och dammen kan därför förväntas utjämna eventuella korttidsvariationer i halterna i lakvattnet som kommer ut från deponin.

Lakvattnet har en uppehållstid i SBR-anläggningen och sandfiltret på 3-4 dygn. Detta gör att man med viss säkerhet kan använda proverna som togs samma dag för att uppskatta behandlingsmetodens effekt för ett tänkt vattenpaket. Effekten kan dock påverkas av variationer i den biologiska aktiviteten i SBR-anläggningen.

11.4.3 Allmän karakterisering

Ammoniumkvävet reducerades från 190 mg/l i det icke renade lakvattnet till 0,56 mg/l i det renade lakvattnet. En mindre ökning i samma riktning noterades samtidigt för nitrit- och nitrathalten. De in- och utgående halterna av totalkväve uppmättes till 220 mg/l respektive 15 mg/l. Under den luftade perioden i SBR-anläggningen oxideras ammonium till nitrat, som sedan reduceras till kvävgas under den icke luftade perioden. pH-värdet sänktes i reningsanläggningen med en enhet från 7,7 till 6,7, vilket är svårt att finna en förklaring till. Halten suspenderad substans reducerades med drygt 94 % från 88 mg/l till 5 mg/l. Större delen av denna reduktion tillskrivs naturligtvis sandfiltret. Glödrestanalyserna från in- respektive utgående vatten visade att den suspenderade substansen i det icke renade lakvattnet innehöll drygt dubbelt så mycket organiskt material (> 80 %) jämfört med den suspenderade halten i det renade lakvattnet (40 %). Skillnaden kan förklaras av att den suspenderade substansen till en del bestod av lättnedbrytbart organiskt material som brutits ned i SBR-reaktorn. BOD- och COD-värdena visade också att endast 8 % av lättnedbrytbart material kvarstår medan drygt 60 % av svårnedbrytbart material kvarstår efter reningen.

Kvoten mellan uppmätta in- och utgående sulfat- respektive svavelhalter visade att i det ingående vattnet förelåg 25 mg/l som svavel i annan form än sulfat. Allt svavel i det utgående vattnet förelåg som sulfat. Omvandling av svavel till sulfat sker vid luftningen i SBR-

reaktorn. Den oxidationen står för 50 mg/l av minskningen av COD. Kloridhalten sjönk som väntat minimalt genom anläggningen, från 3400 mg/l till 3300 mg/l.

11.4.4 Metallorganiska föreningar

Halterna för de tennorganiska föreningarna mono-, di- och tributyltenn var högre i det renade lakvattnet än i det icke renade lakvattnet. Uppmätta halter varierade mellan 1 och 7 ng/l. Uppmätta halter ligger i närheten av detektionsgränsen, men kan ej förklaras som analysfel. Resultatet är inte logiskt i synnerhet med tanke på den låga halten suspenderat material i det utgående lakvattnet från reningsanläggningen.

11.4.5 Metaller

De uppmätta halterna av metaller och grundämnen visade att de i stort sett inte påverkades av reningsanläggningen. Halterna in är lika med halterna ut förutom för ämnena Pb, Sn och V där en något sånär signifikant reduktion kunde skönjas.

Vidare uppmättes ovanligt höga halter av brom i såväl icke renat som renat lakvatten i halter på 27 mg/l respektive 24 mg/l.

Metallhalterna var generellt höga i jämförelse med halter i andra tidigare studerade lakvatten.

11.4.6 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

Analysen av alifater och aromater indelade efter kolkedjelängd visade att alifater med 10 till 35 kolatomer reducerades med varierande framgång. Reduktionen varierade mellan 20 och 100 %.

Bland de organiska föreningarna noterades några avvikande analysvärden. Det mest avvikande värdet erhöles i det renade lakvattnet där diklormetan uppmättes till 260 µg/l. Samma förening kunde ej detekteras i det icke renade vattnet.

För grupperna nonyl- och oktylfenoletoxylater, bromerade flamskyddsmedel och PCB uppmättes flera värden i det renade lakvattnet som var högre än i det icke renade lakvattnet.

Samtliga av de åtta föreningar som ingår i standardanalysen för fenoxisyror detekterades i det icke renade lakvattnet. Av dessa identifierades alla utom 2,4,5-T även i det renade lakvattnet. Fenoxisyrorernas reduktion genom systemet var måttlig, vilket var väntat med tanke på dess relativt höga vattenlöslighet och att de är biologiskt ganska stabila.

11.5 Slutsats

Reduktionen i SBR-anläggningen fungerade väl med avseende på samtliga kväveformer. Ammoniumkvävet hade exempelvis reducerats med 99,7 %.

Flertalet av de analyserade specifika organiska föreningarna tillsammans med tennorganiska föreningar och många metaller uppmättes i högre halter (eller icke signifikant reducerade halter) i det renade lakvattnet jämfört med det icke renade lakvattnet. I och med detta fanns det anledning att misstänka att den slamflykt som upptäckts vid de två provtagningarna även skett vid andra tillfällen och då lett till en anrikning av slam i sandfiltret. En slamflykt som sedan lett till att slam innehållande metaller och en del lipofila föreningar efter en tid mineraliserats i sandfiltret och därigenom släppt ifrån sig dessa föreningar. Därav de högre uppmätta halterna i det renade lakvattnet jämfört med det icke renade lakvattnet.

Denna teori styrks av det faktum att fenoxysyror som tillhör de mer vattenlösliga organiska föreningarna som analyserats i denna studie inte signifikant påverkats av ovan beskrivna fenomen.

Beträffande fenoxysyrorna så kan det även påpekas att denna grupp av organiska föreningar endast måttligt reduceras i en SBR-anläggning.

12 Lakvatten behandlat genom luftning och översilning

12.1 Bakgrund

En lokal reningsanläggning bestående av uppsamlingsdamm, utjämningsbassäng och behandlingsbassäng med sedimenterings- och luftningssteg finns anlagd vid Högbytorps avfallsanläggning i Bro utanför Stockholm. Lakvattnet pumpas till sist ut över ett energiskogsområde inne på deponin. Uppehållstiden i lakvattendammen är cirka 30 dagar, vilket betyder att den vattenvolym som analyseras i dammen återfinns i behandlingsbassängen en månad senare. Samma volym vatten uppehålls sedan i 2-3 veckor i behandlingsbassängen varefter vattnet pumpas ut till energiskogen. Hur lång tid det tar för vattnet att nå provtagningspunkten (en brunn under energiskogsplantagen) är svårt att avgöra. Ännu svårare är att fastställa hur de olika föreningarna påverkas av transporten genom marken. Vid fuktig väderlek kan uppehållstiden vara kort, medan man under torra perioder under sommaren inte får igenom något vatten alls.

12.2 Syfte

Syftet med provtagningen var att utvärdera den lokala reningens effekter på lakvattnet. Planen var att provta obehandlat lakvatten (P1), luftat lakvatten (P3) och lakvatten efter energiskogsområdet. Emellertid provtogs endast de två förstnämnda av dessa då det inte fanns tillgång till vatten efter översilningsytan vid provtagningsstillfället.

12.3 Provtagning

Obehandlat lakvatten provtogs 2002-09-11. Provtagningen genomfördes m h a en flödesproportionell provtagningsutrustning där 10 liter lakvatten samlades upp under en dryg veckas tid. Vattnet hölls därefter över i enlitersflaskor och skickades in för analys. För att en samlingsprovtagning ska ge pålitliga resultat får inga förändringar ske under lagringen. Viss oxidation av reducerade föreningar kan ske, men genom att hålla vattenprovet kallt minimerar man de riskerna.

12.4 Resultat

Samtliga resultat från analyserna av lakvattnet presenteras i Bilaga 3. Här redovisas en sammanfattning av resultaten.

12.4.1 Allmän karakterisering

Anmärkningsvärt för lakvattnet i de två punkterna (P1 och P3) var den relativt låga halten suspenderat material på 30 mg/l respektive 13 mg/l. Medelvärdet för ej renade lakvatten har i en tidigare studie (C. Öman m.fl. 2000b) uppmätts till 130 mg/l. Den låga halten suspenderat material beror med stor sannolikhet till viss del på provtagningsmetoden (flödesproportionell samlingsprovtagare).

BOD/COD-kvoten visade att endast en liten del av vattnet bestod av lättnedbrytbart organiskt material, vilket kunde förväntas eftersom upplaget är cirka 40 år gammalt. Analyserna visade också att 70–90 % av det totala organiska kolet förelåg i löst form. Ammoniumkvävet utgjorde 81 % av det totala kvävet ($K_j\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) i lakvattendammen och 67 % av kvävet efter den luftade dammen där nitratkväve svarade för 14 %. Halten totalkväve reducerades från 270 till 210 mg/l. Totalkväve och totalfosfor uppmättes till nivåer som ligger kring medel i tidigare studier av icke renade lakvatten.

COD-halten hade i det närmaste halverats efter luftningsdammen. I lakvattendammen förelåg 75 % av den uppmätta svavelhalten som sulfat och efter luftningen förelåg 100 % som sulfat, vilket var väntat.

Kloridhalten var 1000 mg/l och konduktiviteten 730 mS/m före luftningen och 880 mg/l respektive 590 mS/m efter. Det tyder på en viss utspädning med regnvatten.

12.4.2 Metaller och andra grundämnen

I stort sett samtliga metallers analysvärden hade halverats i punkt P3 jämfört med P1.

As och tungmetallerna Pb, Cu, och Zn uppmättes efter den luftade dammen i halter som enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag klassas som måttligt höga. Ni- och Cr-halterna bedöms enligt samma skrivelse som höga.

Lakvattnet följer samma mönster i jämförelse med avloppsvatten (Tabell 3), med något högre värden för metallerna Pb, Cu och Zn samt mycket högre värden för metallerna Ni och Cr. Det ingående icke renade lakvattnet ligger i nivå med andra ej renade lakvatten (Tabell 3). I jämförelse med andra lakvatten skiljer dock nickelhalten ut sig i detta lakvatten, där det luftade lakvattnet håller en högre halt än medelvärdet för de icke renade lakvattnen (20 st.).

Till en början sorberar vissa metaller till marken vid översilningsytan och en viss rening av vattnet sker. Denna process kan dock inte fortgå i oändlighet. Kontinuerlig tillförsel av tungmetaller innebär att dessa anrikas i marken, vilket naturligtvis kan få negativa konsekvenser som i en förlängning skulle kunna medföra en utlakning av metaller. pH-värdet har stor betydelse för hur metallerna binds eller lakas i marken. För många metaller innebär lågt pH en större risk för utlakning. Tungmetaller tillförs även marken i form av nederbörd. Neder-

bördens innehåll av tungmetaller är dock generellt sett lägre än de som uppmätts i lakvattnet från den luftade dammen.

12.4.3 Metallorganiska föreningar

Tennorganiska föreningar analyserades i låga halter. Intressant i denna studie var att fenyltennföreningar uppmättes för första gången i detta projekt. I lakvattendammen uppmättes halten av difenyltenn till 2 ng/l och efter luftningen uppmättes monofenyltenn till 3 ng/l. Tributyltenn (TBT), den mest toxiska föreningen inom gruppen tennorganiska föreningar, uppmättes i lakvattendammen till 8 ng/l och efter luftningen till 2 ng/l. Föreningarna har alltså reducerats efter luftningen. Av den uppmätta TBT-halten återstår endast 25 % efter luftningsbassängen. Samtidigt ökade dibutyltennhalten i den luftade dammen, vilket tyder på att tributyltenn brutits ned till dibutyltenn på vägen. En del av reduktionen kan också tillskrivas sedimentation på vägen, delvis beroende på adsorption till bildad biomassa.

12.4.4 Organiska föreningar

Polyaromatiska kolväten (PAH) uppmättes i lakvattendammen till totalt 1,8 µg/l, vilket är i nivå med andra studerade icke renade lakvatten. Efter luftningen uppmättes halten till 0,13 µg/l. Den stora delen av minskningen beror med stor sannolikhet på att föreningarna bundits upp i sedimentet. Mekoprop (fenoxisyra) som tillhör en annan grupp organiska föreningar som har mycket mer vattenlösliga egenskaper än de polyaromatiska föreningarna uppmättes i lakvattendammen till 2,5 µg/l. Samma förening hade minskat i halt efter luftningen till 0,2 µg/l.

12.5 Slutsats för lakvatten och behandlingsmetod

Det ingående icke renade lakvattnet var för de allra flesta analyserade parametrarna i nivå med medelvärdet för ett 20-tal tidigare studerade icke renade lakvatten. Halterna för en del metaller var höga, speciellt nickelhalten som även efter luftning uppmättes till 66 µg/l.

Studien visade att behandlingsmetoden lyckats åstadkomma en haltreduktion av olika typer av organiska föreningar, dels sådana med klart polära egenskaper och lågt K_{ow} -värde och dels mer opolära med relativt högt K_{ow} -värde. Denna reduktion innebär i bästa fall en nedbrytning till ofarliga slutprodukter. Alternativt kan en omvandling till någon nedbrytningsprodukt ske eller ingen nedbrytning alls utan istället en fastläggning i sedimentet, vad som verkligen skett framgår ej av denna studie.

Metallhalterna har i stort sett halverats efter luftningen, det är en normal bildning till bildat slam.

Av flera skäl har inget lakvatten provtagits efter energiskogen. Detta gör att det inte gått att dra några kompletta slutsatser av hur hela behandlingsmetoden fungerat. Det finns skäl att misstänka att energiskogen exempelvis skulle bidra med att ytterligare sänka de olika kvävehalterna i lakvattnet. Många metallers halter skulle med all säkerhet också sänkas ytterligare i och med sorption till marken i energiskogen och ett visst upptag i växterna.

Det luftade vattnet innehöll dock så höga kvävehalter att man skulle behöva en stor yta med energiskog. Varken nitrifikationen eller denitrifikationen var särskilt effektiv. Även salthalten sätter antagligen en gräns för bevattningen.

13 Lakvatten behandlat genom SBR-anläggning och översilning

13.1 Bakgrund

Vid Hyllstofta avfallsanläggning utanför Klippan finns en lokal reningsanläggning för lakvatten installerad. Anläggningen består av en uppsamlingsdamm för utjämning, en bassäng där vattnet luftas samt en SBR-anläggning (satsvis biologisk rening). Efter SBR-anläggningen leds vattnet ut och bevattnar en energiskog inne på deponiområdet. I systemet behandlas årligen cirka 100 000 m³ lakvatten.

13.2 Syfte

För att få ett mått på reduktionen av föroreningshalter i vattnet och således effektiviteten hos reningsanläggningen togs vattenprover ut ur olika delar av densamma. Ett första prov togs ur lakvattendammen, för att erhålla ett utgångsvärde för olika analyserade parametrar. Ett andra prov togs ut i luftningssteget och ett tredje och sista prov togs ut efter SBR-anläggningen.

13.3 Undersökningsmetodik

13.3.1 Provtagning

Provtagningen ägde rum 2002-09-18 och utfördes enligt tidigare utarbetad metodik (Öman m.fl. 2000). Proverna förvarades efter provtagningen kallt och transporterades till IVL. En delmängd av de provtagna vattnet från samtliga punkter skickades till laboratorium inom 24 timmar och analyserades med avseende på allmänkarakteriserande parametrar. Dessutom analyserades det obehandlade lakvattnet omgående m a p alifater och aromater indelade efter kolkedjelängd, EGOM, EOX samt för en del utvalda specifika organiska parametrar. Övriga prover frystes i avvaktan på resultat av analyserna från lakvattendammen.

13.4 Resultat

Samtliga resultat från analyser av de tre punkterna presenteras i Bilaga 3. I detta kapitel ges en sammanfattning av de viktigaste resultaten från undersökningen.

13.4.1 Lakvattendamm

13.4.1.1 Allmän karakterisering

Resultaten från den allmänna karakteriseringen i lakvattendammen visade inte några ovanligt höga halter för någon av de analyserade parametrarna. Halten suspenderat organiskt material uppmättes till 50 mg/l och glödresten till 6,3 mg/l, vilket betyder att knappt 90 % av uppmätt halt suspenderat material bestod av organiskt material. Kvoten BOD/COD (0,07) visade att vattnet till stor del bestod av icke lätt nedbrytbart organiskt material. Drygt 80 % av det totala organiska kolet (TOC) förelåg i löst form (DOC). NH_4^+ -N-halten uppmättes till 180 mg/l. pH uppmättes samtidigt till 8,1 vilket betyder att cirka 10% eller 18 mg/l av ammoniumkvävet antogs föreligga som ammoniak.

13.4.1.2 Organiska föreningar och organiska summparametrar

En analys av alifater och aromater indelade efter kolkedjelängd genomfördes. Ur denna grupp detekterades endast alifater C16-C35 i en låg koncentration, 19 µg/l, vilket troligtvis härstammade från någon slags petroleumprodukt.

Av de organiska föreningarna uppmättes de tetra- och pentabromerade difenyletrarna i nivåer mellan 0,2 och 1,7 ng/l. Ur samma grupp (bromerade flamskyddsmedel) återfanns även hexabromcyklododekan (HBCD) i koncentrationen 60 ng/l.

Av de polyaromatiska kolvätena återfanns fluoren, fenantren, fluoranten och krysen i koncentrationer från 20 till 40 ng/l.

13.4.1.3 Metallorganiska föreningar

I övrigt uppmättes även mono-, di- och tributyltenn till 3,6 ng/l, 2,1 ng/l respektive 2,3 ng/l.

13.4.2 Luftad bassäng

13.4.2.1 Allmän karakterisering

De allmänkarakteriserande analyserade parametrarna i luftningssteget översteg i samtliga fall de uppmätta halterna i lakvattendammen undantaget pH. Bland annat uppmättes COD till 900 mg/l i luftningssteget och till 580 mg/l i lakvattendammen. En del av denna ökning kan förklaras av att sedimentet rördes upp av luftningen och därför innehöll vattnet i luftningssteget generellt sett en större mängd partiklar. Detta syntes också av den analyserade mängden suspenderad substans, som i luftningssteget uppmättes till 230 mg/l jämfört med 50 mg/l i lakvattendammen. Kloridanalysen tyder också på att provet i luftningssteget var mer koncentrerat än det i utjämningsdammen.

BOD/COD-kvoten (0,13) visade att innehållet av syretärande föreningar i det luftade vattnet till liten del bestod av lättnedbrytbart material. Halten av ammoniumkväve i det luftade vattnet bestämdes till 320 mg/l.

13.4.2.2 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

Bland alifaterna i den luftade dammen dominerade gruppen C16-C35 som troligen härstammar från någon form av oljerest. Polyaromatiska kolväten analyserades och detekterades i låga halter liksom fenoxisyrorna 2,4-D, MCPP (Mekoprop) och 2,4-DP (Diklorprop). Föreningar ur gruppen bromerade flamskyddsmedel återfanns ej efter luftningssteget, vilket ses som mycket anmärkningsvärt. Detta för att bromerade flamskyddsmedel tidigare analyserats vid tio tidigare tillfällen i andra undersökningar av lakvatten och då alltid detekterats. Dessutom förvånar resultatet för att föreningarna återfanns i lakvattendammen där halten suspenderat material endast uppmättes till en femtedel av den uppmätta halten efter luftningen.

13.4.2.3 Metallorganiska föreningar

Mono-, di- och tributyltenn analyserades i halter på 50 ng/l, 5 ng/l respektive 1 ng/l.

Ökningen av monobutyltenn är förvånande, men kan kanske förklaras med den högre halten suspenderat material, och att di- och tributyltenn i sedimentet har omvandlats till monobutyltenn.

13.4.2.4 Metaller och andra grundämnen

Tungmetallerna Cr, Cu, Ni, Pb och Zn uppmättes i halter som i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag bedöms som höga. Halterna av Al, Co, Cr och Mn var klart högre än genomsnittet för 25 tidigare analyserade lakvatten.

13.4.3 Efter SBR-anläggning

13.4.3.1 Allmän karakterisering

Den allmänna karakteriseringen för vattnet som provtogs efter SBR-anläggningen visade att nitrifieringen av ammoniumkväve och denitrifikationen av nitrat till kvävgas fungerat bra. Halten av ammoniumkväve reducerades från 320 mg/l till 49 mg/l i SBR-anläggningen och samtidigt kunde en ökning av nitrit- och nitratkvävet påvisas efter reningssteget från 4,5 mg/l till 60 mg/l. Totalkväve in i SBR-anläggningen uppmättes till 380 mg/l och ut till 130 mg/l. Av det kväve som försvunnit i mätningen efter SBR-anläggningen har troligtvis en större del omvandlats till kvävgas och en mindre del bundits upp av slammet i reaktorn.

COD-halten hade reducerats med nästan hälften, från 900 mg/l till 480 mg/l.

13.4.3.2 Metaller och andra grundämnen

Tungmetallerna Cr, Cu, Ni, Pb och Zn uppmättes i lägre halter i utgående vatten från SBR-anläggningen jämfört med det ingående vattnet. Halterna bedöms dock enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag fortfarande som höga. Metallerna har bundits upp av slammet.

13.4.3.3 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

Vid analys av alifater och aromater indelade efter kolkedjelängd noterades en reduktion av samtliga detekterade halter efter reaktorn jämfört med det ingående vattnet. Den största reduktionen skedde inom gruppen alifater C16-C35 där halterna sjönk från 89 µg/l till 27 µg/l.

Två av de tre fenoxisyror som detekterades före reaktorn, MCPP (Mekoprop) och 2,4-DP (Diklorprop), återfanns även efter reaktorn. Gruppen fenoxisyror är lösliga i form av salter i vatten där pH ligger kring 7 eller över. Detta, i kombination med att föreningarna är svårnedbrytbara gör att de i stor utsträckning går igenom en reningsanläggning utan att påverkas. MCPP och 2,4-DP uppmättes till 0,71 µg/l respektive 0,98 µg/l. Utgående halter uppmättes till 0,52 µg/l respektive 0,7 µg/l, alltså en marginell nedgång.

13.5 Slutsats för lakvatten och behandlingsmetod

Halterna för de flesta analyserade parametrar i luftningssteget uppmättes i högre koncentrationer jämfört med de uppmätta halterna i det obehandlade lakvattnet. Detta är relevant för bedömningen av hur proverna tagits ut och för representativiteten hos proverna. Däremot har det ingen betydelse för hur reningen av lakvattnet fungerat som helhet.

Att höga koncentrationer uppmättes i luftningssteget kan delvis förklaras av att luftningen rör upp partiklar i en större utsträckning än i lakvattendammen, vilket också tydligt syntes på uppmätt halt suspenderad substans (230 mg/l). Val av provpunkt i lakvattendammen kan i efterhand diskuteras, med tanke på de generellt låga halter som uppmättes här jämfört med halter från övriga punkter. Kloridhalterna antyder att provet från den dåligt omblandade utjämningsdammen kom från ett område med 20 % lägre koncentration av lakvatten än den i den luftade dammen.

Studien av den satsvisa biologiska reningsanläggningen visade att de flesta föreningars koncentration i vattenfasen minskade efter reaktorn. En del föreningar hade reducerats till i stort sett noll medan andra reducerats med några procent.

Beträffande de allmänkarakteriserande parametrarna och då i synnerhet de olika kväveformerna så fungerade reningsanläggningen väl. De kväveföreningar som ändå fanns kvar efter SBR-reaktorn bröts med stor sannolikhet ned i bevattningssteget av energiskogen.

Reningsanläggningen klarade med stor sannolikhet av att bryta ned lätt nedbrytbara organiska föreningar, och en del av de undersökta specifika miljöfarliga föreningarna.

Beträffande de mer svårnedbrytbara lipofila organiska föreningarnas koncentrationsminskning är det troligt att denna snarare beror på att slammet bundit upp dessa än att en nedbrytning skett.

I ett sista reningssteg leds lakvattnet ut till en energiskog inne på deponiområdet. I denna punkt har inga prover tagits. I detta steg sorberas vissa metaller till en början till marken och en viss rening av vattnet sker. Denna process kan dock inte fortgå i oändligheten. Kontinuerlig tillförsel av tungmetaller skulle efter en tid kunna medföra en urlakning av metaller. pH-värdet har stor betydelse för hur metallerna binds eller lakas i marken. För många metaller innebär lågt pH en större risk för utlakning.

14 Lakvatten och avloppsvatten

14.1 Bakgrund

På och kring Lindbodarnas avfallsupplag utanför Leksand har ett antal olika undersökningar av hormonstörande effekter genomförts de senaste åren. Med anledning av tidigare erhållna resultat sattes fokus i undersökningen av lakvattnet och avloppsvattnet på eventuell förekomst av föreningar med hormonella effekter. För att se på eventuella skillnader eller likheter i de bägge vattnen undersöktes ett utgående icke renat lakvatten från deponin, ett till kommunalt reningsverk ingående icke renat avloppsvattenflöde samt en utgående renad ström vilken innehöll både lak- och avloppsvatten.

För att försöka klargöra om vattnen hade någon hormonell effekt (östrogen eller androgen, liknande kvinnliga respektive manliga könshormoner) användes en unik metod som tagits fram i England. För en mer detaljerad beskrivning av metoden hänvisas till IVL B1483, (Svensson m.fl. 2002).

14.2 Syfte

Syftet med provtagning och analyser var att söka klargöra om några hormonstörande effekter gick att påvisa i lak- och/eller avloppsvattnet.

14.3 Provtagning

Vattenprov insamlades från lakvatten och kommunalt avloppsvatten var för sig, samt efter en blandningspunkt i ett rörsystem. Lakvattnet leds från deponin till reningsverket och utgjorde ca 10 % av den inkommande vattenströmmen till reningsverket. Även prov av utgående, behandlat avloppsvatten uttogs.

Provtagningen ägde rum 2002-05-29 och proverna fraktades till laboratoriet i diskade glasflaskor som värmebehandlats minst 2 timmar vid 400°C. Flaskorna förvarades 5 dygn vid +5°C före upparbetningen av vattenproven (Svensson m.fl. 2002).

14.4 Slutsats

Analyser av det kommunala avloppsvattnet före behandling visade att det var såväl östrogent som androgent. Även lakvattnet från deponin uppvisade låg men signifikant östrogen och androgen effekt. Vid analysen av den blandade vattenströmmen syntes ingen större effekt på

nivån av östrogener men den androgena effekten minskade avsevärt efter inblandningen. Tillförsel av hämmande ämnen, antingen celltillväxthämmande eller specifikt hämmande av de androgena effekterna, kan vara förklaringen.

I ett sent skede innan denna rapports tryckning har det framkommit indikationer på att den kemiska föreningen Bisfenol A har östrogena effekter. Dessutom har en annan undersökning nyligen visat att både ingående och utgående strömmar till och från reningsverket innehåller Bisfenol A i varierande koncentrationer.

15 Behandlat kommunalt avloppsvatten

15.1 Bakgrund

Vid Borlänge avloppsreningsverk provtogs utgående renat avloppsvatten och rötat slam. För att få ett mått på vad vattnet en gång innehållit i form av mindre vattenlösliga föreningar provtogs även ett returslam från anläggningen.

Anläggningen är dimensionerad för att ta emot avloppsvatten från ungefär 50000 personer. Fem miljoner kubikmeter vatten renas varje år. Vid reningsverket tas även lakvatten från Fågelmyradeponin och tensider från en kemisk/teknisk fabrik emot. Tensiderna förs direkt till röt-kammaren. Det renade avloppsvattnet leds ut till Dalälven.

15.2 Syfte

Syftet med studien var att karakterisera renat utgående avloppsvatten från ett reningsverk och att jämföra detta med lakvatten från avfallsupplag. Jämförelsen avser allmänna parametrar, metaller, organiska parametrar, metallorganiska parametrar samt toxicitet. Dessutom testades ett par passiva provtagare i det utgående renade avloppsvattnet. Idén med de passiva provtagarna var dels att se om detektionsgränsen i ett så kallat svagt vatten kunde sänkas och dels för att utvärdera metoden. Provtagarna utvärderades genom att jämföras med de koncentrationer som samtidigt mättes upp från stickprover uttagna samma dag de passiva provtagarna placerades ut. Med de passiva provtagarna erhålls ett medelvärde över tiden för de parametrar som analyseras. Viktigt att poängtera är att provtagarna endast detekterar den fria halten, dvs föreningar lösta i vattnet.

15.3 Passiva provtagare

Provtagarna sattes ut den 30 januari 2001. En provtagare för organiska föreningar samt en metallprovtagare sattes ut. Metallprovtagaren placerades uppströms den organiska då den senare var innesluten i en metallbur.

Provtagarna låg ute i cirka 4 veckor och hämtades in den 26 februari. En tjock och slemmig påväxt syntes på de bägge provtagarna vid upptagningstillfället. Provtagaren för de organiska föreningarna förpackades i en glasburk med tättslutande lock med tefloninlägg. Metallprovtagaren placerades först i samma påse den levererats i och sedan i en plastburk med tättslutande lock. Provtagarna transporterades kylda till IVL och skickades dagen därpå till analys.

15.4 Resultat

I detta kapitel sammanfattas resultaten från undersökningen. Samtliga resultat från analyserna presenteras i Bilaga 4.

15.4.1 Allmän karakterisering

Sammansättningen var typisk för ett kommunalt avloppsvatten efter biologisk behandling utan kväverening.

15.4.2 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

De flesta analyserade specifika organiska ämnena låg under respektive analys detektionsgräns.

Ämnesgrupper som detekterades var alifatiska kolväten med kedjelängder mellan 10 och 35 kolatomer i en halt av 150 µg/l, som betraktas som låg. Inga aromater detekterades. Nonyl (NF)- och oktylfenoler (OF) och deras etoxylerade föreningar detekterades i låga halter. De mer sällan använda OF låg mellan 0,03 och 0,2 µg/l. De mer allmänt förekommande nonylfenolföreningarna förekom i halter på mellan 1,2 och 4,5 µg/l.

Bromerade flamskyddsmedel i form av bromerade difenyletrar (tetra till hexa-) finns i allmän användning och sprids överallt. Ämnena analyserades i låga halter. Halterna låg på mellan 7 och 36 ng/l. Vissa av dessa ämnen är sannolikt partikelbundna.

Tennorganiska föreningar förekom i koncentrationer på mellan 3 och 11 ng/l. Den akut toxiska av dessa föreningar är tributyltenn, vilken ger biologiska effekter redan vid 5 ng/l.

15.4.3 Metallorganiska föreningar

Låg halt av metylkvicksilver (0,4 ng/l) och tri- och dietylblead (20 ng/l) kunde också analyseras.

15.4.4 Metaller och andra grundämnen

Det renade avloppsvattnets innehåll av de vanligaste tungmetallerna var lågt rakt igenom, och typiskt för kommunala avloppsvatten. Medelvärden för många undersökta lakvatten är mellan 4 och 20 gånger högre för olika metaller.

15.4.5 Toxicitet

De uppmätta toxicitetsvärdena var genomgående låga. Toxiciteten enligt Microtox var inte mätbar. Test med kräftdjuret *Ceriodaphnia dubia* gav mätbara värden och toxiciteten kan

sannolikt hänförs till det renade avloppsvattnets innehåll av tennorganiska föreningar. Av samma anledning reagerade den undersökta grönalgen för det renade avloppsvattnet.

Det renade avloppsvattnet har lägre toxicitet än de flesta lakvatten.

15.5 Resultat - passiva provtagare

Analyser för metaller, bromerade flamskyddsmedel, PAH, klorerade pesticider och PCB genomfördes med de passiva provtagarna. Metallerna provtogs med en typ av provtagare (Diffusive Gradients in Thin films, DGT) som bygger på en jonbytarprincip. De organiska föreningarna provtogs med en provtagare (SemiPermeable Membrane Device, SPMD) i vilken fettlösliga föreningar extraheras in i en fet fas innesluten i ett polyetenmembran (www.exposmeter.se).

Sammanfattningsvis kan sägas att för metaller finns en relativt god överensstämmelse, medan överensstämmelsen för de organiska parametrarna är dålig. SPMD ger i flera fall halter som är 10-100 gånger högre än standardmetodens värde eller detektionsgräns. En sannolik förklaring är svårigheten att räkna om mängden i den passiva provtagaren till en koncentration i vattnet. En fördel med SPMD är att man ändå kan påvisa en del organiska föreningar i låg halt, även om de är svåra att kvantifiera.

15.6 Resultat – Slam

Returslam och i vissa fall rötslam från reningsverket undersöktes. Det förra reflekterar ämnen som adsorberas från avloppsvattnet och det senare ger en bild av den fasta slutprodukten efter anaerob stabilisering.

Som väntat innehåller returslammet höga halter (13 g/kg TS) av extraherbara ämnen (EGOM) som troligtvis består av olika oljekomponenter och fettsyror från bakterierna.

Av de specifikt analyserade organiska ämnena kunde ett fåtal kvantifieras:

Toluen återfanns vid 1,3 mg/kg TS. Provtagning och analys av rötslam visade att toluen eliminerades vid rötningen.

Summan av m- och p-kresol låg på 170 mg/kg TS, vilket betraktas som högt.

Bisfenol A, som är en komponent vid tillverkning av polyesterplaster kvantifierades till 0,7 mg/kg TS.

Såväl nonyl- som oktylfenol och dess etoxylerade föreningar fanns i både returslam och i rötat slam (nonylfenol). Halten av dessa på 11 mg/kg TS ligger betydligt lägre än rekommenderat värde från 1997 (50 mg/kg TS). Dessa föreningar fanns även i det renade avloppsvattnet.

I returslammet kunde inga polyaromatiska kolväten detekteras men väl i det rötade slammet.

Det kan till stor del bero på att cirka hälften av det icke rötade slammet försvinner i rötningen.

Det betyder att koncentrationen av stabila ämnen fördubblas.

PCB kunde inte detekteras vare sig i retur- eller rötat slam.

Bromerade difenyletrar (flamskyddsmedel) innehållande 4 – 6 bromatomer kunde analyseras i halter på mellan 0,6 och 39 µg/kg TS.

Returslammet innehöll en hepta- och en oktaklorerad dibensodioxin, som kan komma från förbränning.

Returslammet innehöll tennorganiska föreningar av olika slag i halter mellan 0,025 – 0,6 mg/kg TS, vilket är i samma storleksordning som i en tidigare utförd studie av IVL (Norin och Boren, 1993).

Vidare fanns rester av olika tensider i returslammet. Dessa domineras av anjontensider och huvudsakligen av LAS (linjär alkylbensensulfonat).

15.7 Slutsats

Den allmänna karakteriseringen av det renade avloppsvattnet visade att reningsverket fungerade väl med avseende på organiskt material och fosfor. Tennorganiska föreningar och bromerade flamskyddsmedel detekterades i samma nivåer som många obehandlade lakvatten.

16 Sammanfattning lakvatten

I tidigare studier av lakvatten har en mängd data om det kemiska innehållet i obehandlade lakvatten samlats in (Öman m.fl. 2000). Lakvattnen har ofta provtagits ur en lakvattendamm (utjämningsbassäng) eller som ett perkolat direkt ut ur deponin. Avsikten med undersökningarna har inte varit att kvantifiera de olika kemiska föreningarna i lakvattnet utan att påvisa förekomsten av dem. Resultaten från de tidigare studierna pekar på att lakvatten ofta innehåller en hel del miljöstörande föreningar i varierande halter.

I detta projekt har ytfilmen på en lakvattendamm undersökts (Holmsten m.fl. 2001).

Studien visade att ytfilmen innehöll de flesta analyserade kemiska parametrarna i rejält mycket högre halter än det underliggande bulkvattnet. För exempelvis metallerna Cd och Pb var halterna i ytfilmen 10 respektive 60 gånger högre jämfört med det underliggande bulkvattnet. En slutsats av studien var att även om ett prov tas ur en lakvattendamm, där en utjämningskoncentration för de föreningar som finns i vattnet förväntas ha skett, så är det svårt att avgöra hur stor del av det som normalt analyserats som kommer från vattnet respektive från ytfilmen som provtagaren passerar.

Det faktum att man har hittat så många potentiellt miljöstörande ämnen i lakvatten har gjort att kraven på lokal rening har ökat. Ett huvudskäl mot behandling i kommunalt avloppsreningsverk har varit att slamkvaliteten skulle försämrats. Det har också hävdats att reningen i det kommunala verket skulle kunna störas (t ex nitrifikationen), och att de verken inte skulle vara särskilt effektiva för behandling av lakvatten.

I denna studie har ett par olika behandlingsmetoder för lakvatten undersökts, med avseende på dess effektivitet att rena ett lakvatten.

Hur bör då en lokal behandling av lakvatten se ut, och vad ska den åstadkomma? Det beror förstås på recipienten, men för en relativt liten recipient gäller följande för olika parametrar.

Kväve För att undvika akuta skador på vattenlevande organismer måste man minska kvävemängden, ammonium i höga halter är toxiskt vid högt pH. Det är egentligen ammoniak som bildas vid högre pH som är toxisk.

BOD Lakvatten från en ung deponi kan också innehålla så höga halter BOD att man får syrebrist i en liten recipient.

Salthalt Den höga salthalten, ofta särskilt klorid, kan påverka artsammansättningen i en liten recipient, eller begränsa möjligheten att använda vattnet för bevattning.

Tungmetaller Tungmetaller finns mycket sällan i sådana halter att de kan ge en akut effekt i recipienten. Koncentrering i botten slam och fauna kan dock förekomma.

Specifika organiska föreningar Här vet man ännu för lite om mer kroniska effekter. I enstaka fall kan man riskera akuta effekter på vissa vattenlevande organismer.

Hormonella effekter Det här är ett ännu mer okänt område. De undersökningar som finns tyder dock på att problemet inte är större än för normala kommunala avloppsvatten.

Molander (2002?) har gjort en bra sammanställning av olika metoder för lokal behandling av lakvatten. Han och de flesta andra är överens om att en biologisk behandling (lokalt eller i kommunalt reningsverk) bör vara en del av behandlingen. Det är främst för **kväve** och **BOD**, men också för många **specifika organiska föreningar**, **hormonella effekter** (Ek m fl 2003) och till en del också för **tungmetaller**. Lakvattnen behöver dessutom luftas för att undvika lukt.

Andra behandlingar med samma breda effekt, och dessutom sänkning av **salthalten** är omvänd osmos och indunstning. De är emellertid klart dyrare och ger upphov till svårbehandlade koncentrat.

Biologin ska dels innefatta nitrifikation och denitrifikation, dels ge möjlighet till uttag av bildat bioslam (för att ta ut stabila lipofila ämnen och tungmetaller ur vattenfasen). Det är frågan om det behövs någon ytterligare behandling efter en bra biologi (Ek och Waara 2002), men man kan tänka sig att utnyttja kväveinnehållet på olika sätt. Efter en begränsad denitrifikation kan man utnyttja vattnet för bevattning av energiskog. Det förutsätter dock att varken kvävehalten eller salthalten är för hög, och att man blivit av med de flesta potentiellt ackumulerbara föreningarna.

I lakvatten F minskade både BOD och kvävemängden kraftigt i SBR-anläggningen. Att tungmetaller och specifika organiska föreningar inte minskade över SBR och sandfiltrering tyder som nämnts på att slamflykt givit höga halter slam i sandbädden, och att ämnena lakas ut därifrån. Det understryker vikten av att man har ett aktivt uttag av bildat slam.

Lakvatten G behandlades i en mycket enklare biologi, där både nitrifikation och denitrifikation var måttlig. Den borde vara större innan man släpper vattnet till energiskogen. Från luftade dammar som här har man inget kontrollerat uttag av slam, och kan alltså inte vänta sig någon större och långvarig minskning av halten av stabila lipofila föreningar och tungmetaller.

För lakvatten H gav SBR en bra, men ofullständig minskning av både BOD och kväve. Det ser emellertid ut som om man haft ett tillräckligt uttag av slam, eftersom man fått en kraftig minskning av halten av många organiska föreningar och tungmetaller. Vattnet var därför lämpligt att föra vidare till energiskogen.

Om man jämför halterna av olika föreningar i de behandlade lakvattnen med motsvarande halter i normalt behandlat kommunalt avloppsvatten ser man att halterna i många fall är högre i lakvattnen. Det är dock viktigt att komma ihåg att halten bara har betydelse i en mycket

begränsad närrecipient. För den långsiktiga och storskaliga effekten är det substansmängden som har betydelse. Eftersom den totala lakvattenmängden är så mycket mindre än mängden kommunalt avloppsvatten ska man inte överdriva lakvattnens betydelse bara efter att ha sett analysdata.

Av samma skäl är det inte troligt att en inblandning av lakvatten i kommunal avloppsvattenrening har någon praktisk betydelse, varken för processen, vattenkvaliteten eller för slammet. Det är mycket ovanligt att ett lakvatten utgör mer än 10 % av det totala flödet in till reningsverket. Det är antagligen främst på kvävehalten man säkert skulle se ett bidrag från lakvattnet.

17 Grundvatten

17.1 Bakgrund

Då Björkholmens avfallsupplag utanför Norrtälje avslutats och därmed stängts för deponering upprättades ett nytt avfallsupplag (Salmungedeponin) i nära anslutning till det äldre. Grundvatten från det nyanlagda deponiområdet provtogs i fyra punkter. Grundvattnet antogs inte vara påverkat av den tidigare verksamheten vid den äldre deponin. Påpekas bör att det nya deponiområdet tidigare nyttjats som jordbruksmark, vilket kan ha påverkat analyser av grundvattnet samt jord/sedimentprover.

17.2 Syfte

Syftet med föreliggande studie var att bestämma bakgrundsnivån i grundvatten och sediment i ett område där avfall senare skulle deponeras i och med anläggningen av en ny deponi. Detta för att vid ett senare tillfälle ha möjligheten att följa upp en eventuell påverkan från den planerade verksamheten.

17.3 Provtagning

Grundvatten från 4 punkter och ett sediment provtogs den 22 januari 2001. Grundvattnet i rören hade omsatts innan provtagningen ägde rum genom att pumpas ur vid ett par tillfällen. Grundvattnet i området var artesiskt, vilket betyder att det har ett naturligt tryck upp ur jordskorpan. Grundvattnet togs från vid provtagningstillfället nyligen nedsatta rör. Prov togs från tre metallrör (MR 1, MR3 och MR4) och ett plaströr (PR1).

Vattnet pumpades upp med en vakuumpump genom en teflonslang till ett diskat och tidigare upphettat kärl, varefter det hälldes över i andra provtagningsflaskor.

I den första punkten togs prov ur ett plaströr PR1 och ett metallrör MR1. Rören var placerade med cirka 20 - 25 meters mellanrum. I bägge rören var vattnet i nivå med markytan (artesiskt). Proverna togs på cirka 1 m djup ur bägge rören. Från plaströret togs prover ut för analys av allmänkarakteriserande parametrar och metaller, från metallröret detsamma med tillägg av ett antal organiska parametrar samt metylkvicksilver. Denna provtagningsplats, Punkt 1, låg längst ifrån närmast belägna sjö.

I den punkt som låg närmast sjön provtogs vatten från ett metallrör, MR4. Röret var nedsatt i närheten av en relativt sett trafikerad väg. Vattnet i röret var i nivå med markytan (artesiskt). I denna punkt togs prov för analys av allmänkarakteriserande parametrar och metaller.

Från det tredje metallröret (MR 3) provtogs grundvatten i en punkt placerad mellan punkt 1 och punkt 4. Vattennivån var cirka en meter under marknivån. Även här togs prov avsedda för analys av metaller och allmänkarakteriserande parametrar.

Dessutom togs jord/sedimentprover från en brunn ett 20-tal meter från denna punkt. Brunnen var nyanlagd och till för att kontrollera lakvatten från ett framtida askupplag. I och med att ingen deponering påbörjats i området och det faktum att grundvattnet i området var artesiskt förutsattes vattnet och sedimentet i brunnen vara opåverkat. I sedimentet analyserades metylkvicksilver, organiska föreningar och metaller.

Samtliga punkter som provtogs förutom MR4 togs inom det område där den nya deponin anläggs. Utgångspunkt för studien var att det undersökta grundvattnet skulle vara opåverkat av den nedlagda deponin.

17.4 Resultat

I det följande presenteras en sammanfattning av resultaten från undersökningen av grundvattnet. Samtliga resultat från analysen av grundvattnet presenteras i Bilaga 4.

17.4.1 Allmän karakterisering

Den allmänna karakteriseringen visade tydligt att grundvattnet i MR4 var påverkat. Detta framgick bland annat av högre uppmätta värden jämfört med de övriga provpunkterna med avseende på pH, konduktivitet, TOC och salinitet. Vidare var koncentrationen av samtliga kväveformer högre i MR4.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för grundvatten har ett jämförelsevärde för kloridhalten i grundvatten i Svealand och Norrland satts till 5 mg/l (Naturvårdsverket 1999). Avvikelse från detta värden utanför intervallet 2,5-10 mg/l kan inte relateras till deposition utan tillskrivs någon form av lokal påverkan. Kloridhalten i punkten MR4 uppmättes till 98 mg/l, vilket klart avviker från jämförelsevärdet. Punkten MR4 låg i nära anslutning till en väg vilket skulle kunna ha en inverkan på kloridhalten (vägsalt). Det var vid provtagningstillfället både isigt och snöigt. Enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder för grundvatten så kan man förvänta sig ett 1:1 förhållande mellan natrium- och kloridjoner vid påverkan av vägsalt, vilket också var fallet då natriumhalten uppmättes till 57,5 mg/l. Dessutom så tyder de för området höga uppmätta nitrat- och ammoniumjonskoncentrationerna på en påverkan från den äldre deponin enligt samma skrivelse.

I punkt MR 3 uppmättes kloridhalten till 11 mg/l, vilket enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för grundvatten inte tydligt tyder på någon form av lokal påverkan. Kvoten COD/TOC tyder på att mindre än 40 % av det uppmätta COD-värdet utgörs av organiskt material. Den större delen av COD utgörs troligen av Fe^{2+} och sulfider.

17.4.2 Metaller och andra oorganiska föreningar

Resultaten av metallanalyserna visade i allmänhet låga värden. Någon signifikant skillnad mellan prov från plast- resp. metallrör kunde inte konstateras.

En direkt påverkan på ett grundvatten av exempelvis ett lakvatten kan ofta härledas genom analys av parametrar som COD, konduktivitet, klorid- och ammoniumjonskoncentrationen. Genom främst jonbytesprocesser kan även en indirekt påverkan konstateras, vilken medför förhöjda halter av kalcium och magnesium. Ett lakvatten med hög halt organiskt material som påverkar ett grundvatten innebär reductiva förhållanden, varför bland annat också järn och mangan frigörs från jordlagren (Naturvårdsverket, 1989).

I denna undersökning uppmättes inga förhöjda halter av dessa metaller, med undantag möjligen av punkten MR3 där en svag indikation av förhöjda järn- och manganhalter detekterats. Järnhalten låg 25 % över och manganhalten drygt 65 % över det näst högsta värdet som detekterats från punkten MR 4.

17.4.3 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

De flesta organiska ämnena som analyserades i punkten MR1 låg under detektionsgränsen för respektive analys.

Anmärkningsvärt var förekomsten av nedbrytningsprodukter av nonjontensider i form av nonyl- och oktylfenoletoxylater. Nedbrytningsprodukterna är dels själva fenolerna med vidhängande nonyl- eller oktylgrupp och dels de etoxylerade formerna av dessa. Halterna av dessa substanser låg inom 0,05 och 17 µg/l.

Dylika ämnen kan förekomma i bekämpningsmedelsformuleringar.

Ytterligare ett resultat som var anmärkningsvärt, var förekomsten av polybromerade difenyletrar (PBDE) som används som flamskyddsmedel. Dessa föreningar har låg vattenlöslighet, mellan 0,03-10,9 µg/l (ECB, 2000), samtidigt som fördelningskonstanten mellan oktanol och vatten (log Kow) är hög, mellan 6,1 till 9,9 beroende på bromeringsgrad (ECB, 2000). På grund av dessa egenskaper har PBDE framför allt förväntats förekomma i medier som innehåller mycket fett eller organiskt kol, dvs. i mark, sediment, på partiklar eller i organismer. Ytterst få studier har därför analyserat förekomsten av PBDE i vatten. Tetra- och pentabromerade difenyletrar återfanns dock i koncentrationer på mellan 26 och 150 ng/l i denna studie. De uppmätta halterna avser bulkkoncentrationer (dvs. vatten + partikelfas) och det är troligt att ämnena företrädesvis förekommer i partikelfasen. Som nämnts har få studier undersökt PBDE i vatten. I EU:s riskbedömning av pentabromdifenyleter, uppskattades dock halten av pentaBDE i ytvatten i anslutning till punktkällor till 370 ng/l (modellerat värde), förutsatt en emission på 0,15 kg/dag till vatten och 0,12 kg/dag till luft (ECB, 2000), vilket är 2-10 ggr högre än de uppmätta halterna i denna studie. Halten i bakgrundsmiljön beräknades enligt

samma modell till 1,5 ng/l (ECB 2000), vilket är upp till 100 gånger lägre än uppmätta halter i det här grundvattnet. En jämförelse mellan de uppmätta värdena i denna studie och de modellerade värdena är på inget sätt exakt, eftersom de modellerade värdena dels härstammar från ytvatten och dels ej förutsätts innehålla någon partikelfas i vattnet.

17.5 Sediment

För att få en relation till det grundvatten som provtogs och analyserades provtogs även ett sediment i området. Sedimentet som togs i en brunn innehöll också nonyl- och oktylfenolföreningar i mycket låga halter. PBDE detekterades i halter om 0,7 – 4 µg/kg TS, vilket är i samma storleksordning som uppmätta halter av tetra- och pentaBDE i europeiska flodmynningar i partikelfractionen <63 µm, vilka låg mellan <0,17 och 6,9 µg/kg TS (ref).

Förekomsten av dessa kemikalier i såväl grundvatten som sediment/jord går inte att förklara genom någon tidigare lokal användning utan tyder på en allmän spridning av nonyl- och oktylfenoler samt bromerade flamskyddsmedel.

17.6 Slutsats grundvatten

Grundvattnet var påverkat i punkten MR4 och flera resultat kan förklaras med en påverkan från den äldre deponin. Bland annat uppmättes förhöjda halter av klorid och ammoniumkväve, vilket enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för grundvatten är tydliga tecken på en lokal påverkan. En närbelägen väg kan ha bidragit med åtminstone klorid (vägsalt). Grundvattnets innehåll av bromerade flamskyddsmedel och nonylfenoler med vidhängande etoxylater ses som mycket anmärkningsvärt, varför vattnet bör provtas om igen och analyseras med avseende på dessa parametrar. Grundvattnets relativt höga innehåll av suspenderat material möjliggör emellertid förekomsten av dessa typer av föreningar i större utsträckning. I övrigt innehöll grundvattnet inte några anmärkningsvärda resultat beträffande organiska parametrar.

Grundvattnet i övriga punkter tycktes också vara påverkat av lokal utsläppskälla, vilket resulterade i att ett antal ämnen detekterades i området. Detta gör att grundvattnet inte kan användas som jämförelsevatten i denna studie. Däremot gav undersökningen nyttiga bakgrundsdata vilka kan nyttjas för att följa upp deponeringens betydelse för grundvatten och sediment i det aktuella området.

Möjligen kan den här undersökningen antyda att områden som man tror är opåverkade av direkta utsläpp ändå ofta är förorenade från okända källor, antingen via vatten eller luft.

18 Recipientvatten

18.1 Bakgrund

I maj 2003 provtogs ytvatten från Stockholms ström i hjärtat av Stockholm. En plats där vatten provtagits 7 gånger per år de senaste 20 åren valdes som provpunkt. De tidigare provtagningarna har genomförts inom ramen för ett kontrollprogram för recipienten. Tidigare analyserade parametrar, tillika referensmaterial för denna studie, har inte syftat till att ge en bred bild av vattnets innehåll av kemikalier, men kan ändå nyttjas för att avgöra om uttagna prov i denna studie varit normala och representativa.

18.2 Syfte

Syftet med studien var att, genom att använda tidigare utarbetad metod för provtagning av lakvatten och applicera denna på ett recipientvatten, få fram ett referensunderlag till övriga undersökta vatten i denna rapport.

18.3 Provtagning

Proverna togs ifrån tredje balkongen på den västra sidan av Centralbron med hjälp av en provtagningsflaska fäst i ett teflonlindat snöre. Samtliga prover hanterades enligt tidigare utarbetad metodik för karakterisering av lakvatten (Öman m.fl. 2000).

18.4 Resultat

I Bilaga 4 finns analysresultaten från provtagningen sammanställda. Uppmätta halter har, där det varit möjligt, jämförts med tidigare uppmätta halter från samma område. Dessutom har uppmätta halter, där det varit möjligt, jämförts med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

18.4.1 Allmän karakterisering

Vid de tidigare genomförda mätningarna av ytvattnet varierar pH-värdet över året mellan 7 och 9. De högsta värdena har uppmätts under maj-juni och de lägsta under september-oktober. De tidigare undersökningarna visar också att pH-värdet sjunker med djupet (C. Lännergren, 2002). Poängteras bör dock att provtagningspunkter för mätning av pH i de tidigare studierna ej exakt överensstämmer med den som använts i denna studie. De härstammar dock från samma område.

pH-värdet uppmättes till 8 vilket är ett värde som väl överensstämmer med tidigare mätningar under samma årstid i recipientens ytvatten. Att pH-värdet är så pass högt kan förklaras av vårblomningen då algerna förbrukar protoner i samband med sin fotosyntes. Att vårblomningen hade påbörjats konfirmeras av det samtidigt mycket låga uppmätta kiselvärdet (0,33 µg/l). Detta tyder på att det är en form av kiselalger som blommat då dessa bygger in stora mängder kisel i cellväggarna.

Konduktiviteten uppmättes till 19,5 mS/m vilket är i nivå med de tidigare mätningarna i samma punkt.

Koncentrationerna av fosfor och kväve i recipientens ytvatten minskade från början av 80-talet till mitten av 90-talet och har därefter åter ökat (C. Lännergren, 2002). Totalfosforhalten uppmättes till knappt 30 µg/l och totalkvävehalten till 680 µg/l, vilket är i nivå med de senaste årens mätningar ifrån samma provtagningspunkt. De uppmätta halterna klassas som höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Ammoniumkväve uppmättes till 17 µg/l, nitrit- och nitratkväve till 160 µg/l och fosfatfosfor till 6 µg/l. Halterna ligger i nivå med tidigare uppmätta värden.

TOC har i de tidigare provtagningarna analyserats sedan år 1999 och då inte i den provpunkt som nyttjats i denna studie. Medelvärdet för dessa prover har varit 7,5 mg/l (Lännergren, Stockholm vatten 2002). I denna studie uppmättes TOC till 11 mg/l, vilket betecknas som en måttligt hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Halten suspenderat material har inte ingått i kontrollprogrammet för recipienten. I denna studie uppmättes halten suspenderat material till 4,5 mg/l. Glödresten uppmättes samtidigt till 2,5 mg/l, vilket betyder att knappt hälften av den suspenderade substansen bestod av organiskt material.

18.4.2 Metaller och andra grundämnen

Av de metaller som finns listade i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag uppmättes Cu och Ni i halter som bedöms som låga. Övriga listade metallers uppmätta halter (As, Cd, Cr, Pb och Zn) låg under detektionsgränsen för respektive metall.

I undersökningen studerades även mindre ofta analyserade metaller och grundämnen. För dessa finns inga bedömningsgrunder framtagna, men i jämförelse med data presenterade för svenska sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999a) låg många av dessa över medianhalten. Den metall som avvek mest vid denna jämförelse var tallium som uppmättes till 300 µg/l. Medianhalten för samma metall är 5 ng/l i svenska sjöar och vattendrag. Ett värde som är 5 tiopotenser över det förväntade kräver egentligen en förklaring eller en ny analys. Saken har dock inte följts upp.

18.4.3 Metallorganiska föreningar

Av de tennorganiska föreningarna återfanns mono-, di- och tributyltenn i koncentrationerna 5,6 ng/l, 5,8 ng/l respektive 2,4 ng/l. Tributyltenn har i tidigare studier uppvisat en negativ effekt för organismer vid en koncentration på 5 ng/l. De tennorganiska föreningarna har troligen sitt ursprung i båtbottnfärg.

Blyorganiska föreningar analyserades också, men återfanns ej i vattnet.

18.4.4 Organiska föreningar och organiska summaparametrar

Vid en analys av alifater och aromater indelade efter kolkedjelängd detekterades alifater C16-C35 i en halt på 10 µg/l. Uppmätt halt härstammar troligen från någon form av petroleumprodukt.

Ur gruppen oktyl- och nonylfenoler med etoxylater uppmättes föreningarna oktylfenol, oktylfenolmonoetoxylat, nonylfenol och nonylfenolmonoetoxylat i koncentrationerna 0,04 µg/l, 0,06 µg/l, 0,18 µg/l respektive 0,16 µg/l. Värdena ligger i nivå med och något under uppmätta halter i grundvatten.

Av de polyaromatiska kolvätena uppmättes naftalen i halten 1,1 µg/l, vilket ligger i nivå med värden som uppmätts i både dagvatten och lakvatten i denna studie.

Ur gruppen bromerade flamskyddsmedel detekterades några föreningar i halter mellan 0,2 – 1,2 ng/l.

I övrigt analyserades akrylamid, CN, klorerade pesticider, fenoxisyror, PCB, klorfenoler, ftalater, klorbensener, formaldehyd, EGOM och EOX utan resultat.

18.5 Slutsats för recipientvatten

Givetvis är variationen mellan recipienter i Sverige stor, men den här relativt högt belastade mellansvenska recipienten har ändå tagits med som ett exempel. Recipienten har under cirka 20 års tid analyserats med avseende på en del allmänkaraktäriserande parametrar. Uppmätta halter i denna studie överensstämmer väl med tidigare analyserade halter, vilket innebär att de stickprov som tagits ut anses som representativa för recipienten.

Halterna av totalfosfor och totalkväve klassas som höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

TOC uppmättes till 11 mg /l, vilket betecknas som en måttligt hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

I jämförelse med andra provtagna vatten i denna studie var halten suspenderat material, som väntat, väsentligt mycket lägre.

För många av de analyserade organiska parametrarna var halten mycket låg och ofta under detektionsgränsen för respektive analys, vilket var väntat. Emellertid så återfanns några föreningar ur de analyserade grupperna. Bland annat detekterades ett par polyaromatiska kolväten, där naftalen uppmättes i en halt som ligger i nivå med tidigare uppmätta halter i lakvatten (1,1 µg/l). I övrigt uppmättes låga halter för en del föreningar ur grupperna bromerade flamskyddsmedel och NF- och OF-föreningar.

Tennorganiska föreningar återfanns i låga koncentrationer.

Ansatsen för studien var att ta fram ett referensmaterial till övriga analyserade vatten i rapporten. För att erhålla ett relevant referensmaterial nyttjades samma metodik för provtagning och analys som för de övriga vattnen, vilket, som väntat, medförde att många halter låg under detektionsgränsen för respektive analys.

Recipientens storlek innebär, jämfört med övriga punktkällor som analyserats inom studien, en kraftig utspädning av eventuella kemiska parametrar. I kombination med en relativt låg halt suspenderat material innebär detta att detektionsgränsen för de standardanalyser som finns att tillgå ofta underskridits.

19 Tre ämnesgrupper

I denna studie har tre stycken ämnesgrupper återfunnits i stort sett i alla undersökta vatten. Dessa ämnen är tennorganiska föreningar, bromerade flamskyddsmedel och nonyl- och oktyl-fenolföreningar. De har påträffats i väldigt skilda matriser från ytfilmen vid en lakvattendamm till ett utgående behandlat kommunalt avloppsvatten. Ett par av dessa ämnesgrupper har till och med detekterats i ett grundvatten i ett område där ingen direkt lokal antropogen påverkan varit känd. Då spridningen av dessa ämnen visat sig vara mycket stor och det rör sig om ämnen med dokumenterade negativa egenskaper för miljön ägnas dessa en speciell del i rapporten. I följande avsnitt behandlas de tre ämnesgrupperna m a p användning, tillverkning, tillverkningsvolym, inneboende egenskaper, toxicitet samt föreningarnas potentiella endokrina störningseffekter.

19.1 Tennorganiska föreningar

19.1.1 Användning och förekomst

Tennorganiska föreningar har tidigare länge använts bland annat som biocid i träskyddsmedel och som aktiv substans i båtbottnfärger. Det är framförallt användningen av tennorganiska föreningar i båtbottnfärger och då speciellt tributyltenn som debatterats på grund av dess negativa effekter för vattenlevande organismer.

Användningen av båtbottnfärger innehållande tennorganiska föreningar är idag mycket begränsad i Sverige och användningen i träskyddsmedel har helt upphört (Kemi 2000).

Idag används tennorganiska föreningar framförallt som stabilisatorer (för att förhindra nedbrytning) i PVC-plast. De finns ett stort antal tennorganiska föreningar inom användningsområdet stabilisatorer i PVC-plast. De som används i störst utsträckning av dessa är mono- och dibutyltenn samt mono- och dioktyltenn. Tributyltenn ingår även till en liten del som förorening i dessa PVC-plaster (Kemi 2000).

PVC-belagd plåt (vanlig takplåt) är den produktgrupp som står för den största delen av tennorganiska föreningar som tillförs den svenska marknaden.

Totalt tillfördes den svenska marknaden 70 ton tennorganiska stabilisatorer år 1998.

Övriga användningsområden för dibutyltennföreningar är i produkter som tätningssmedel, fogmassor, limmer och lacker. En ökad användning i takt med ökad försäljning spås av branschen i och med att fler lacker övergår från lösningsmedelsbas till vattenbas (Kemi 2000).

Tennorganiska föreningar har även uppmätts i konsumentprodukter som blöjor, disksvampar och textilier.

Inom detta projekt har i stort sett samtliga analyserade vatten innehållit föreningarna mono-, di-, och tributyltenn. I vissa fall har även fenyltennföreningar samt oktyltennföreningar detekterats i varierande koncentrationer.

19.1.2 Fördelning i miljön

På grund av ett lågt ångtryck sprids inte tennorganiska föreningar från vattenfas till luften. Tennorganiska föreningar är relativt lipofila och binds därför företrädesvis till partiklar i vatten och sedimenterar. I vatten hydrolyseras de tennorganiska föreningarna och bildar komplex med klorider eller hydroxider (Jansson 2000).

De tennorganiska föreningarna har en halveringstid i vatten som ligger i området dagar till veckor. Halveringstiden beror sannolikt på att föreningarna transporteras till botten genom sedimentering snarare än att föreningarna bryts ned. Hur hårt de tennorganiska föreningarna binder till sedimentet beror till stor del på salthalten i vattnet. Sorptionskoefficienten sjunker med en faktor 2 i salinitetsintervallet 0 – 34 promille, vilket i stort sett motsvarar intervallet mellan söt- och saltvatten. (Unger et.al, 1988).

I sedimentet kan föreningarna existera under många år, vilket betyder att bottenlevande organismer är de som exponeras i störst utsträckning (Jansson 2000).

19.1.3 Hälsa- och miljöeffekter

När det gäller hälsofarlighet kan butyl- respektive oktyltennföreningar vid upprepad exponering påverka immunsystemet. Det finns underlag att klassificera butyl- och oktyltennföreningar som irriterande för hud och ögon. Merparten av föreningarna kan också klassas som akut toxiska (Kemi 2000).

Tennorganiska föreningar har dokumenterat negativa effekter på vattenlevande organismer. Tributyltenn är den förening som är absolut mest akut toxisk och en nivå på 5 ng/l har rapporterats ge negativa effekter för vattenlevande organismer (Axelsson m. fl, 1989).

I studier har sterilitet hos ostron, imposex (honmusslor utvecklar hanliga könsorgan) hos musslor och reproduktionsstörningar hos purpurnäckor fastställts till följd av exponering för tributyltenn (Norin och Borén 1993).

Dessutom kan nämnas att EU-kommissionen i sin prioriteringslista över ämnen som behöver studeras ytterligare med avseende på hormonstörande effekter listat 21 tennorganiska föreningar av totalt 60 ämnen.

19.2 Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel är en heterogen grupp av kemikalier som används i produkter som elektronik, textilier och olika typer av plaster i syfte att förhindra eller fördröja uppkomsten av brand. Gruppen utgörs framför allt av tetrabrombisfenol A (TBBPA), hexabromcyklododekan (HBCD), polybromerade bifenyler (PBB) samt polybromerade difenyletrar (PBDE). Dessa ämnen är sinsemellan olika både avseende användning och inneboende egenskaper, men har det gemensamt att de är kemiskt stabila vid låga temperaturer men sönderdelas vid höga temperaturer, vilket ger dem dess flamskyddande egenskaper.

Man skiljer på två typer av flamskyddsmedel; reaktiva och additiva. Med reaktiva flamskyddsmedel menas sådana substanser som binds kemiskt till polymeren i produkten, vilket leder till minskad rörlighet, och därmed försvårat läckage till omgivningen. TBBPA är ett exempel på ett reaktivt flamskyddsmedel. Additiva föreningar, såsom HBCD och PBDE, blandas däremot in i produkten eller appliceras på ytan, utan att bindas molekylärt till matrisen. Additiva flamskyddsmedel är på så sätt mer tillgängliga för avgång till miljön under produktens hela livslängd.

I denna studie har samtliga grupper av flamskyddsmedel analyserats, men de som framför allt påträffas är polybromerade difenyletrar. PBDE-gruppen består teoretiskt av 209 olika kongener med varierande bromeringsgrad (se Figur). De produkter som finns på marknaden är dock betydligt färre, de utgörs av de kommersiella blandningarna pentaBDE, oktaBDE och dekaBDE. Var och en av dessa blandningar innehåller ett stort antal kongener av varierande bromeringsgrad, med undantag av dekaBDE, som till 97 % består av fullbromerad difenyleter. De övriga två blandningarna innehåller allt ifrån tri- till oktabromerade föreningar.

19.2.1 Användning och förekomst

PBDE används framför allt som flamskyddsmedel i plaster såsom höljen till elektroniska produkter (t ex datorskärmar, TV-apparater och dylikt), och den största produkten är dekaBDE, som år 1999 stod för ca 80 % av den globala användningen av PBDE (BSEF, 2000). PentaBDE stod för motsvarande 13 % och oktaBDE för resten. Användningen av de olika produkterna varierar dock i världen; i Asien användes samma år t ex ingen pentaBDE, medan denna produkt stod för 24 % av den amerikanska konsumtionen av PBDE. I Europa är dekaBDE den dominerande produkten (92 %) följt av oktaBDE (5 %) och pentaBDE (3 %).

19.2.2 Inneboende egenskaper

PBDE-gruppen består av 209 olika kongener, och dessa har alla olika egenskaper, vilka är beroende av bl a bromeringsgrad och konformation. Under senare år har ett flertal studier inriktats på fysikalisk-kemiska egenskaper hos dessa substanser (Örn et al., 1996; Marsh et al., 1999; Tittlemier and Tomy, 2001; Wong et al., 2001; Harner and Shoeib, 2002; Tittlemier

et al., 2002 och Braekevelt et al., 2003). Ett vanligt problem i detta sammanhang är att rapporterade värden på egenskaper ofta skiljer sig med flera storleksordningar för samma ämne. Palm et al. (2002) sammanställde rapporterade egenskaper för PBDE och beräknade även s k ”bästa uppskattningar” för 20 utvalda PBDE. Generellt för PBDE gäller att de har låga ångtryck ($1.5 \times 10^{-10} - 8 \times 10^{-3}$ Pa) och låg vattenlöslighet ($1.1 \times 10^{-5} - 0.3$ mg/l), vilka också minskar med ökande bromeringsgrad. Fördelningskonstanten mellan oktanol och vatten, $\log K_{ow}$, är hög (5.3-9.0) och ökar med ökande bromeringsgrad.

19.2.3 Fördelning i miljön

Eftersom PBDE-kongener har låg vattenlöslighet och låga ångtryck kombinerat med höga K_{ow} -värden fördelar sig dessa ämnen framför allt till organiska faser i miljön, dvs främst mark och sediment, men även vegetation och annan biota. Då mark och sediment utgör störst volymer är det dock här det mesta återfinns. Ju högre bromeringsgrad, desto större är tendensen för PBDE att fördelas till dessa faser. Höga koncentrationer av dekaBDE har mycket rikligt hittats i sediment, medan den inte återfinns i vatten och luft. Lägre bromerade kongener är tillräckligt flyktiga för att fördelas till luft, om än i små mängder, men här förekommer de i stor utsträckning bundna till aerosolpartiklar. I jämförelse med t ex PCB så har PBDE likartad fördelning i miljön, men till följd av lägre vattenlöslighet och ångtryck, är dessa ämnen i större utsträckning bundna till mark, sediment och partiklar (t ex Palm et al., 2002; Cousins & Palm in press). Det bör också påpekas att fördelningen i miljön är starkt beroende av emissionsvägarna. Utsläpp direkt till vatten ökar naturligtvis fördelningen till denna fas, i jämförelse med t ex utsläpp till mark.

19.2.4 Hälsa- och miljöeffekter

Toxicitetstester av PBDE-blandningar har utförts på *in vivo* modeller. I allmänhet visar dessa tester låg toxicitet avseende bl a cancerogenitet och reproduktionsstörande effekter. Toxiciteten tycks också minska med ökande bromeringsgrad (Renner, 2000). Senare studier har dock visat indikationer på att PBDE kan störa sköldkörtelfunktionen hos vissa organismer. Studier som utförts *in vitro* (Meerts et al., 2000) indikerade att nedbrytningsprodukter till PBDE kan binda starkt till ett av sköldkörtelns transportproteiner; transthyretin. Reducerade nivåer av proteinet har rapporterats för möss och råttor som exponerats för en teknisk PBDE-blandning (Bromkal 70) och för 2,2',4,4'-tetraBDE (BDE-47) (Darnerud and Sinjari, 1996). Skador på sköldkörtelsystemet kan ge allvarliga konsekvenser för både människor och djur (Brouwer et al, 1998).

Samtliga PBDE-blandningar har nyligen varit, eller är fortfarande föremål för riskbedömning inom EU (ECB, 2000; ECB 2002a,b). Resultatet av dessa riskbedömningar är att pentaBDE samt oktaBDE kommer att förbjudas inom EU från och med augusti 2004 (Europaparlamentet, 2002). Man hänvisar i riskbedömningen till observerade ökande halter av PBDE i bl a bröstmjölksämnen samt till försiktighetsprincipen (ECB, 2000). DekabDE föreslås förbjudas först 1

januari 2006, såvida inte den pågående riskbedömningen kan motivera att ingen risk föreligger för denna substans.

19.3 Nonylfenoler och oktylfenoler

19.3.1 Användning och förekomst

Nonylfenoler och oktylfenoler används i huvudsak vid tillverkning av ytaktiva ämnen, framförallt vid tillverkning av etoxilater, men även vid tillverkning av plast. Nonyl- och oktylfenoletoxilaterna används som emulgeringsmedel i färg (för att förhindra klumpbildning) och som detergent i tvätt-, rengörings- och avfettningsmedel. I mitten av 1990-talet användes 1600 ton alkylfenolföreningar inklusive etoxilater i Sverige.

19.3.2 Fördelning i miljön

Nonyl- och oktylfenolföreningar är relativt fettlösliga ($\log K_{ow}$ 4 – 5), vilket gör att de företrädesvis fördelar sig till organiska faser som mark och sediment. Vattenlösligheten vid 20 °C är 6 mg/l och ju fler etoxilatenheter desto vattenlösligare är föreningarna. Ångtrycken för föreningarna är relativt låga, vilket innebär att de inte förångas från vattenfas till luft i någon nämnvärd utsträckning. I miljön bryts nonyl- och oktylfenoletoxilater ned till nonyl- och oktylfenoler.

19.3.3 Hälsa- och miljöeffekter

4-nonylfenol är klassificerat som ett ämne som är brandfarligt och farligt att förtära. Dessutom bedöms 4-nonylfenol vara toxisk mot akvatiska organismer och som en förening som kan ge upphov till negativa långtidseffekter för den akvatiska miljön.

Akut toxicitet för fisk (*Pimephales promelas*, 96 timmar, LC_{50}) har uppmätts till 0,128 mg/l, för kräftdjur (*Hyalella azteca*, 96 timmar, EC_{50}) till 0,0207 mg/l och för alg (*Scenedesmus subspicatus*, 72 timmar, EC_{50}) till 0,0563 (ECB 2002c).

20 Sammanfattande bedömning

I rapporten har det konstaterats att halterna av de analyserade kemiska föreningarna varierar i de olika typerna av vatten. Generellt sett har halterna i de undersökta dagvattnen varit högre än i övriga vatten. Viktigt att understryka i en sammanfattande bedömning är dock att volymerna också varierar kraftigt mellan de olika typerna av vatten och att det är substansmängden av en kemisk förening som når en eventuell recipient som bör beaktas.

År 2000 renades 1 350 miljoner kubikmeter kommunalt avloppsvatten i Sverige (SCB 2002). Samma år renades 8 av totalt 12 miljoner kubikmeter lakvatten i kommunala reningsverk och resterande 4 miljoner behandlades lokalt (RVF 2000). I ett grovt beräkningsexempel för ett dagvatten från en sorteringsyta uppskattades att dagvattensvolymen från sorteringsytor står för cirka 2 % av den totala lakvattenmängden. Från avfallsbranschens håll har man från flera håll uppgett att denna siffra snarare ligger kring 50 %.

För att kunna bedöma en eventuell miljöpåverkan av en förening har naturligtvis andra faktorer också en stor betydelse. Det gäller inneboende egenskaper hos de föreningar som förekommer, storleken på den recipient dit föreningarna eventuellt sprids, hur de fördelar sig i de olika matriserna vatten, jord, sediment, biota, etc.

I en del av projektet har ett mindre kommunalt reningsverk med en 10-procentig inblandning av lakvatten undersökts med avseende på hormonella effekter. Ingående vattenströmmar provtogs och analyserades tillsammans med utgående renat avloppsvatten. Både lakvatten för sig och avloppsvatten för sig uppvisade effekt i de tester för hormonella effekter som genomfördes, däremot framgick inte vilken typ av kemisk förening som orsakat denna effekt. Testmetoden är emellertid mycket känslig, varför vidare studier under mer verkliga förhållanden vore önskvärda, bland annat för att söka ett samband med uppmätt halt och verklig effekt för vattenlevande organismer.

Mot bakgrund av det ytterligare material som tagits fram i denna studie beträffande de olika vattnens innehåll av kemiska föreningar vore det också önskvärt att söka säkerställa eventuella samband mellan uppmätta hormonella effekter och kemiska substanser i de olika vattentyperna.

Ytfilmen på en lakvattendamm undersöktes och studien visade tydligt att lipofila organiska föreningar koncentreras i ytfilmen tillsammans med några undersökta tungmetaller. Ytfilmen är med stor sannolikhet en källa till spridning av miljöstörande föreningar i de olika vattentyperna. I fortsatta studier vore det intressant att utröna ytfilmens betydelse kontra innehållet av suspenderat materials betydelse för transport av organiska föreningar och metaller. För lakvatten från uppsamlingsdammar skulle eventuellt en avskiljning av ytfilmen före lokal eller central behandling vara bra. Sedimentering får man ofta i dammarna, men även den kan för-

bättras. Det här är samma princip som att dagvatten från sorteringsytor ofta passerar en slam- och oljeavskiljare. Problemet blir förstås vad man ska göra med ytfilm och sediment.

De tre ämnesgrupperna bromerade flamskyddsmedel, tennorganiska föreningar och nonyl- och oktylfenoletoxilater har påträffats i nästan samtliga undersökta vatten. Detta tyder naturligtvis på att det är ämnen med en stor spridning, vilket hänger ihop med en bred användning över hela världen. Ytterligare en faktor kan vägas in i detta sammanhang, nämligen att dessa föreningar varit föremål för uppföljning inom miljödebatten en längre tid, vilket hänger ihop med dess dokumenterade miljöstörande egenskaper. Det har gjort att detektionsgränserna för respektive analys kunnat sänkas ordentligt i och med att analysmetodikerna hela tiden förfinats.

21 Referenser

- Axelsson, B., Holm, G., Lindén, O. och Lundberg, G. (1989). Båtbottenfärgers effektivitet och miljörisiker. Rapport B-968, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Braekevelt, E.; Tittlemier, S.A.; Tomy, G.T. 2003. Direct measurement of octanol-water partition coefficients of some environmentally relevant brominated diphenyl ether congeners. *Chemosphere*, 51 (7): 563-567
- Bromine Science and Environmental Forum. 2000. An introduction to Brominated Flame Retardants. Downloadable at <http://www.bsef.com>
- Brouwer, A., Morse, D.C., Lans, M.C., Schuur, A.G., Murk, A.J., Klasson-Wehler, E., Bergman, A., Visser, T.J., 1998. Interactions of persistent environmental organohalogenes with the thyroid hormone system: mechanisms and possible consequences for animal and human health. *Toxicology and Industrial Health* 14, 59-84.
- Cancilla D. A., Holtkamp A., Matassa L. och Fang X. (1997) Isolation and characterisation of Microtox-active components from aircraft de-icing/anti-icing fluids. *Environ. Toxicol. Chem.*, **16**, 430-434.
- Cancilla D. A., Martinez J. och van Aggellen G C. (1998) Detection of aircraft deicing-antiicing fluid additives in a perched water monitoring well at an international airport. *Environ. Sci. Technol.* **32**, 3834-3835.
- Cousins, I. T. and Palm A. (in press) Physical-chemical properties and estimated environmental fate of brominated and iodinated organic compounds. Invited book chapter in the Handbook of Environmental Chemistry: Phthalate Esters. Springer-Verlag.
- Darnerud, P.O., Sinjari., 1996. Effects of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) on thyroxine and TSH levels in rats and mice. *Organohalogen Compounds* 29, 316-319.
- Ek, M. och Waara, S.: ”Kemisk och toxikologisk karakterisering av lakvatten efter olika reningssteg”, RVF rapport nr 6 (2002).
- Ek, M., Svenson, A. och Allard, A-S.: ”Bestämning av hormonella effekter i fyra lakvatten före och efter behandling”, RVF rapport ?? (2003).
- European Chemicals Bureau. 2000. European Union Risk Assessment Report. diphenyl ether, pentabromo derivative. EUR 19730 EN.
- European Chemicals Bureau. 2002a. European Union Risk Assessment Report. diphenyl ether, octabromo derivative. Updated draft report, July 2002
- European Chemicals Bureau. 2002b. European Union Risk Assessment Report. Bis(pentabromophenyl) ether Final draft, June 2002.
- European Chemicals Bureau. 2002c. European Union Risk-Assessment Report. 4-nonylphenol (branched) and:nonylphenol. EUR 20387 EN.

- Europaparlamentet. 2002. Ändring för 24 gången till Rådets direktiv 76/769/EEC.
- Gatu och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna, Stockholm vatten AB (2001). Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2, Dagvattenklassificering.
- Harner T, Shoeib M. 2002. Measurements of Octanol-Air Partition Coefficients (KOA) for Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs): Predicting Partitioning in the Environment. *J Chem Eng. Data.* 47 (2), 228-232
- IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP, Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP)(1995), The sea-surface microlayer and its role in global change. GESAMP reports and studies No. 59. WMO Geneva 1995.
- Holmsten I-M. Junestedt C. och Knulst J. (2001). Användning av akvatiska ytfilmer i screening-test på lakvatten från avfallsdeponier. Rapport B 1432. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Jansson Bo, ITM (2000) Tennorganiska föreningar i svensk miljö – behöver vi ytterligare kunskaper? Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet.
- Kemikalieinspektionen (1989) Miljöfarliga ämnen, exempellista och vetenskaplig dokumentation. Rapport 10/89, Kemikalieinspektionen, Solna.
- Kemikalieinspektionen (1995) Hazard Assessments-Chemical substances selected in the Swedish sunset project (Supplement to report No 13/94.) Rapport 12/95. Kemikalieinspektionen, Solna.
- Kemikalieinspektionen (2000) Tennorganiska stabilisatorer i PVC - Riskbedömning och förslag till riskbegränsande åtgärder. Rapport från Kemikalieinspektionen 5/00.
- Knulst, J. (1996). Interfaces in aquatic ecosystems-Implications for transport and impact of anthropogenic compounds. Doctoral thesis, Department of Ecology, Chemical ecology and Ecotoxicology, Lund University, Sweden.
- Lännergren C (2002). Undersökningar i östra Mälaren 1998-2001. Stockholm Vatten, Stockholm.
- Marsh, G., Hu, J., Jakobsson, E., Rahm, S., Bergman, Å., 1999. Synthesis and Characterization of 32 Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3033-3037.
- Meerts I.A.T.M., van Zanden, J.J., Luijckx, E.A.C., van Leeuwen-Bol, I., Marsh, G., Jakobsson, E., Bergman, Å., Brouwer A., 2000. Potent competitive interactions of some brominated flame retardants and related compounds with human transthyretin in vitro. *Toxicological Sciences* 56, 95-104.
- Naturvårdsverket (1987) Dagvatten från flygplatser. Rapport 3725, Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1989) Lakvattenpåverkan på grundvatten vid avfallsupplag. Rapport 3703. Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1990) Slam från kommunala avloppsreningsverk. Allmänna råd 90:13. Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1995) Grundvattnets kemi i Sverige. Rapport 4415. Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.

- Naturvårdsverket (1999a) Sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4913. Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999b) Förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918. Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999c) Grundvatten. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4915. Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Palm A, Cousins I. T., Mackay D, Tysklind M, Metcalfe C, Alae M. 2002. Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: A case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution*, Vol 117/2, pp 195-213
- Renner, R. 2000. What Fate for Brominated Fire Retardants? *Environmental Science and Technology*, May 1. Feature Article. 223A-226A.
- RVF (2000). Avfallsanläggningar med deponering, Statistik 2000. Rapport 01:11, ISSN 1103-4092. RVF Svenska Renhållningsverksföreningen, Malmö.
- Sternbeck, J. och Östlund, P. (1999) Nya metaller och metalloider i samhället. Rapport B 1332, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Svenson, A. (2001) Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Fornby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. Rapport B 1483, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Tittlemier, S.A., Tomy G.T. 2001. Vapor Pressures of Six Brominated Diphenyl Ether Congeners - Short Communication. *Environmental Toxicology and Chemistry*: Vol. 20, No. 1, pp. 146-148.
- Tittlemier, S., Halldorson, T., Stern, G., Tomy, G. 2002 Vapour Pressures, Aqueous Solubilities, and Henry's Law Constants of Some Brominated Flame Retardants *Environmental Toxicology and Chemistry*: Vol. 21, No. 9, pp. 1804-1810
- Unger M, MacIntyre, G. and Hugget. R. (1998) Sorption behaviour of tributyltin on estuarine and freshwater sediments, *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 907-915.
- Wong, A., Lei, Y.D., Alae, M., and Wania F., 2001. Vapor Pressures of the Polybrominated Diphenyl Ethers. *J. Chem. Eng. Data.* 46, 239-242.
- Öman, C., Malmberg, M. och Wolf-Watz, C. (2000a) Manual för lakvattenbedömning – Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag. Rapport B-1354, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Öman, C., Malmberg, M. och Wolf-Watz, C. (2000b) Utveckling av metoder för Karakterisering av lakvatten från avfallsupplag - Slutrapport. Rapport B-1353, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Örn, U., Eriksson, L., Jakobsson, E., Bergman, Å., 1996. Synthesis and Characterization of Polybrominated Diphenyl Ethers - Unlabelled and Radiolabelled Tetra-, Penta- and Hexabromodiphenyl Ethers. *Acta Chem. Scand.* 50, 802-807

Bilaga 1. Sammanställning av karakteriseringsprogram

Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna.

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
A. Allmän karakterisering		
	pH, konduktivitet, temperatur	-
Partiklar	Suspenderad substans, glödgningsrest	Torrsubstans, glödgningsrest
Summaparametrar	(COD _{Cr}), BOD ₇ , TOC, DOC, POC	TOC
Närsalter	NH ₄ ⁺ -N, NO ₂ ⁻ -N+ NO ₃ ⁻ -N Kjeldal-N, total-N, PO ₄ ²⁻ -P, total-P	-
Salter	Salinitet, Cl ⁻ , HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , F ⁻	-
	Alkalinitet	-
B. Metaller och andra grundämnen		
Bör analyseras ofta	Al, Ag, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, S, Sb, Te, Tl, V, Zn	Som lakvatten
Kan analyseras mer sällan	Be, Bi, Br, B, Ga, Ge, In, La, Li, Mo, Nb, Pd, Pt, Rh, Rb, Si, Sc, Se, Sn, Sr, Ta, Ti, Th, U, V, Y, Zr	Som lakvatten
Förekomstform	Cr (III) / Cr (VI)	Som lakvatten
C. Metallorganiska föreningar		
Tennorganiska föreningar	Tributyltenn, Dibutyltenn, Dicyklohexyltenn, Difenyltenn, Tricyklohexyltenn, Trifenyltenn, Trioktyltenn	Som lakvatten
Organisk kvicksilverförening	Metylkvicksilver	Som lakvatten
Blyorganiska föreningar	Tetrametylbly, Dietylbly, Trietylbly, Tetraetylbly	

- Ej lämplig analys för sediment

Bilaga 1 Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna (Forts.)

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
D. Organiska föreningar och organiska summaparametrar		
Summaparametrar	EGOM, EOX , Aligater och aromater indelade efter kolkedjelängd	Som lakvatten
Flyktiga klorerade kolväten	Diklormetan, 1,1-Dikloreten, 1,2-Dikloreten, t-1,2-Dikloreten, c-1,2-Dikloreten, 1,2-Diklorpropan, Triklormetan, Tetraklormetan, 1,1,1-Trikloreten, 1,1,2-Trikloreten, Triklореten, Tetrakloreten	Som lakvatten
Monocykliska kolväten	Bensen, Toluen, Etylbensen, Xylener, Summa BTEX, Styren	Som lakvatten
Polycykliska kolväten (PAH)	Naftalen, Acenaftylen, Acenaften, Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren, Bens(a)antracen, Krysen, Bens(b)fluoranten, Bens(k)fluoranten, Bens(a)pyren, Dibens(ah)antracen, Benso(ghi)perylene, Indeno(123cd)pyren, Summa 16 PAH	Som lakvatten
Ftalater	Dimetylfталat, Dietylfталat, Di-isobutylylfталat, Di-n-butylylfталat, Butylbensylylfталat, Di-(2-etylhexyl)ftalat, Di-cyklohexylylfталatftalat, Di-isodecylylfталat och Di-isononylylfталat.	Som lakvatten
Fenol och alkylfenoler	Fenol, kresoler, oktylfenol, nonylfenol, andra alkylfenoler	Som lakvatten
Alkylfenoletoxylater	Mono-, di-, tri-, tetra- alkylfenoletoxylat	
Klorbensener	Monoklorbensen, 1,2-Diklorbensen, 1,3-Diklorbensen, 1,4-Diklorbensen, 1,2,3-Triklorbensen, 1,2,4-Triklorbensen, 1,3,5-Triklorbensen, 1,2,3,4-Tetraklorbensen, 1,2,3,5-, etraklorbensen, 1,2,4,5-Tetraklorbensen, Pentaklorbensen, Hexaklorbensen, Summa klorbensener	Som lakvatten
Klorfenoler	2-Monoklorfenol, 3-Monoklorfenol, 4-Monoklorfenol, 2,6-Diklorfenol, 2,4- + 2,5-Diklorfenol, 2,3-Diklorfenol, 3,4-Diklorfenol, 3,5-Diklorfenol, 2,4,6-Triklorfenol, 2,3,6-Triklorfenol, 2,3,5-Triklorfenol, 2,4,5-Triklorfenol, 2,3,4-Triklorfenol, 3,4,5-Triklorfenol, 2,3,4,5-Tetraklorfenol, 2,3,4,6-Tetraklorfenol, 2,3,5,6-Tetraklorfenol, Pentaklorfenol, Summa klorfenoler	Som lakvatten
PCB	PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Summa PCB	Som lakvatten

Bilaga 1 Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna (Forts.)

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
Klorerade dioxiner och dibensofuraner	Tetraklordibensodioxin, Pentaklordibensodioxin, exaklordibensodioxin, Heptaklordibensodioxin, Tetraklordibensofuran, Pentaklordibensofuran, Hexaklordibensofuran, Heptaklordibensofuran, 2378-TetraCDD, 12378-PentaCDD, 123478-, exaCDD, 123678-HexaCDD, 123789-HexaCDD, 123678-HeptaCDD, Oktaklordibensodioxin, 2378-, etraCDF, 12378-PentaCDF, 123478-HexaCDF, 123678-HexaCDF, 123789-HexaCDF, 123678-, eptaCDF, 1234789-HeptaCDF, Oktaklordibensofuran, TCDD-ekvivalenter	Som lakvatten
Klorerade paraffiner	Olika kolkedjelängder och kloreringsgrader	Som lakvatten
Aryl- och alkylfosfater	Trifenylfosfat, Kresyldifenylfosfat, Trikresylfosfat, iso-Propenyldifenylfosfat, Tris-(β -kloretyl)fosfat, Tris(β -klorpropyl)fosfat, Tris(1,3-diklorpropyl)fosfat	Som lakvatten
Bromerade flamskyddsmedel	Pentabrometylbenzen, Tetrabromdifenyleter, Pentabromdifenyleter, Dekabromdifenyleter, Tetrabrombisfenol A, Polybromerade bifenyler (PBB), Hexabromcyklododekan (HBCD).	Som lakvatten
Bekämpningsmedel, fenoxisyror	2,4-D, MCPA, MCPP, 2,4,5-T, 2,4-DP, 2,4,5-TP, MCPB och 2,4-DB	Som lakvatten
Bekämpningsmedel, klorerade	Hexaklorbensin, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isodrin, Telodrin, α -HCH, β -HCH, γ -HCH (lindan), Heptaklor, cis-Heptaklorepoxid, trans-Heptaklorepoxid, α -Endosulfan, Hexaklorbutadien, Hexakloreten, Pentaklorbensin, Summa klorerade bekämpningsmedel	Som lakvatten
Bekämpningsmedel, ytterligare (nedbrytningsprodukter är kursiverade).	T ex Atrazin (<i>Desetylatrazin</i> , <i>Desisopropylatrazin</i>), Bentazon (<i>BAM = 2,6-diklorbenzamid</i>), Cyanazin, Diklorprop-P, Dimethoat, Etofumesat, ETU, Fenoxaprop-P, Fluroxipyr, Glyfosfat, Imazapyr, Isoproturon, Klopyralid, Kvinmerac, Metamitron, Metazaklor, Metribuzin, Simazin, Sulfonylureor, Terbutylazin	Som lakvatten
Övriga ämnen	Metyl tert-butyl eter (MTBE)	Som lakvatten
	Formaldehyd	Som lakvatten
	Cyanid, totalt och lättillgängligt	Som lakvatten
Övriga analyser	GC-MS screening	Som lakvatten

Bilaga 1 Sammanställning av hela karakteriseringsprogrammet, inklusive de fem delprogrammen och med enskilda föreningar namngivna (Forts.)

	LAKVATTEN	LAKVATTEN- SEDIMENT
E. Toxicitet		*
Allmän karakterisering	pH, Ammonium (NH_4^+), klorid (Cl^-), salinitet.	
Höga NH_4^+ och höga Cl^- värden**	Microtox	
Låga NH_4^+ och höga Cl^- värden**	Microtox, Rödalga, Kräftdjur (<i>Nitocra</i>)	
Låga NH_4^+ och låga Cl^- värden**	<i>Bastestpaket</i> : Microtox, Grönalg, Kräftdjur (<i>Ceriodaphnia</i>), eventuellt Fisk	
Recipient- och behandlingsorienterade åtgärder	Test av salt/brackvattensorganismer Marktester Kroniska/subakuta effekter: Reproduktion Rödalga, Kräftdjur: <i>Daphnia</i> , <i>Ceriodaphnia</i> , <i>Nitocra</i> , Fisk Nitrifikationshämning	

* Testpaketet är inte utvecklat för sediment

** NH_4^+ -värden över 20 mg/l och Cl^- värden över 650 mg/l torde betraktas som höga. pH vid test har emellertid stor betydelse för organismernas ammoniumtolerans.

Bilaga 2. Resultat från analyser av dagvatten

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Allmän karakterisering									
pH	-		7,9		6,7	8,1	7	7,4	6,6
Konduktivitet	mS/m		100		580	130	510	127	530
Suspenderad substans	mg/l		4,4		5300	15	92	54	1200
Glödningsrest GF/A	mg/l		2,0		3300	59		23	720
BOD (7)	mg O ₂ /l		-		3400	440	540	89	440
COD (Cr)	mg O ₂ /l		-		8000	770	1300	310	1100
BOD/COD					0,4	0,6	0,4	0,3	0,4
TOC	mg/l		9		1900	250	400	89	330
DOC (0.45 um)	mg/l		9	430	1600	220	340	78	190
POC	mg/l		4		-			3	5,2
DOC/TOC			1,2		0,8	0,9	0,9	0,9	0,6
POC/TOC			0,5		-			-	0,02
Salinitet	‰		0,7		4,6	1	2	0,8	2,1
Klorid (Cl ⁻)	mg/l		190	220	1300	82		89	1100
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l		140		670	610	950	530	770
Fluorid (F ⁻)	mg/l		0,7		0,4		0,5		0,8
Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻)	mg/l		280		1200		140		
N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺)	mg/l		0,3		24		0,2	3,3	6,1
N-Kjeldahl	mg/l		0,9		120			9,8	26
N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻)	mg/l		1,5		-		0,1	-	1,9
N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃)	mg/l		2,4		120		28	9,8	28
N-Ammonium / N-Totalt			0,1		0,2		0,007	0,3	0,2
P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻)	mg/l		0,01		4,1		0,09	0,1	1,7
P-Totalt	mg/l		0,03		9,4		1,8	0,4	3,9

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Organiska summaparametrar									
EGOM	mg/l	0,05	0,07		4,1		1,1	1,3	1,4
EOX			-		0,02		0,02	0,02	0,01
AOX								0,13	
Opolära alifater			-					0,13	
Totalt extraherbara alifater			-					1,3	
Totalt extraherbara aromater			-					-	
Alifater C5-C8	µg/l	10	-	-	-			-	-
Alifater C8-C10		10	-	-	-			-	10
Alifater C10-C12			-	-	1700			90	140
Alifater C12-C16			-	-	2600			210	240
Alifater C5-C16, summa			-		4300			300	390
Alifater C16-C35, summa			44	110	8300			800	1100
Aromater C8-C10			-		250			2	45
Aromater C10-C35			-		6			0,3	2,8

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Organiska föreningar									
<i>Klorerade och bromerade alifater</i>	µg/l								
Diklormetan					-				
1,1-Dikloreten					-				
1,2-Dikloreten					-				
1,2-Diklorpropan					-				
Triklormetan					-				
Tetraklormetan					-				
1,1,1-Trikloreten					-				
1,1,2-Trikloreten					-				
Trikloreten					0,3				
Tetrakloreten					-				
1,1-Dikloreten					-				
Dibrommetan					-				
Bromdiklormetan					-				
1,3-Diklorpropan					-				
Dibromklormetan					-				
Tribrommetan					-				
1,1,2,2-Tetrakloreten					1,4				
E/Z-1,3-Diklorpropen					-				
E-1,2-Dikloreten					-				
Z-1,2-Dikloreten					-				
Hexakloreten					-				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Organiska föreningar									
<i>Bensen och alkylerade bensener</i>	µg/l								
Bensen		0,2	-	-	0,3		0,3	-	0,4
Toluen		0,2	-	-	2,1		0,3	0,8	7,0
Etylbensen		0,2	-	-	5,8		-	-	1,7
Summa xylener (dimetylbensen)			-	-	37		-	0,9	11
Styren			-		0,9				
n-Butylbensen			-						
1,2,3-Trimetylbensen					9,4				
1,2,4-Trimetylbensen					24				
1,3,5-Trimetylbensen			-						
Metylmetyletylbensen			-						
Metyletylbensen			-						

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Organiska föreningar									
<i>Fenol och alkylerade fenoler</i>	µg/l								
Fenol					180			2	
o-Kresol					12			-	
m- + p-Kresol					86			7,5	
2,3-Dimetylfenol					-			-	
2,4-Dimetylfenol					-			-	
2,5-Dimetylfenol					-			-	
2,6-Dimetylfenol					-			-	
3,4-Dimetylfenol					-			-	
3,5-Dimetylfenol					-			-	
2,3,5-Trimetylfenol					-			-	
2,4,6-Trimetylfenol					-			-	
2-Etylfenol					-			-	
3-Etylfenol					-			-	
4-Etylfenol					-			-	
2-iso-Propylfenol					-			-	
2-n-Propylfenol					-			-	
3-t-Butylfenol					-			-	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Organiska föreningar									
Nonylfenoletoxylater	µg/l				33				
NF-etoxylater					2,9				
OF-etoxylater									
4-oktylfenol							0,06	0,6	0,7
4-OF-monoetoxylat							1,4	1,2	0,2
4-OF-dietoxylat							-	0,7	0,2
4-OF-trietoxylat		0,005					-	0,4	-
4-OF-tetraetoxylat		0,005							-
4-nonylfenol							0,8	4,5	0,2
4-NF-monoetoxylat							9	14	0,2
4-NF-dietoxylat							0,7	10	0,3
4-NF-trietoxylat		0,05					-	10	-
4-NF-tetraetoxylat		0,05							-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Organiska föreningar									
<i>PAH</i>	µg/l								
Naftalen		0,34	-		0,8	-	-	-	0,6
Acenaftylen		0,25	-		-	-	-	-	-
Acenaften			-		-	-	0,06	-	0,1
Fluoren		0,02	-		0,6	0,07	0,1	0,05	0,6
Fenantren		0,03	-		6,9	0,5	1,6	0,2	10
Antracen		0,013	-		0,5	0,03	0,1	0,05	0,7
Fluoranten		0,03	-		3,9	0,3	1,6	-	8,7
Pyren		0,037	-		2,9	0,2	1,1	0,7	5,8
Bens(a)antracen		0,007	-		0,5	0,06	0,3	0,1	1,6
Krysen		0,016	-		0,4	0,08	0,6	0,5	1,9
Bens(b)fluoranten		0,027	-		0,2	0,04	0,2	0,1	1,4
Bens(k)fluoranten		0,005	-		-	0,02	0,1	0,1	0,8
Bens(a)pyren		0,026	-		0,05	0,03	0,1	-	1,5
Dibens(ah)antracen		0,012	-		-	-	0,02	-	0,1
Benso(ghi)perylen		0,004	-		0,04	0,03	0,1	-	1,0
Indeno(123cd)pyren		0,006	-		-	0,02	0,07	0,1	1,0
Summa 16 PAH		0,42	-		17	1,3	6	1,8	36
PAH cancerogena		0,05	-		1,1	0,3	1,3	0,8	8,3
PAH övriga		0,37	-		16	1,1	4,7	1	27

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
<i>Organiska föreningar</i>									
<i>Ftalater</i>									
	µg/l								
Dimetylftalat		1,2			60	25	-	-	-
Dietylftalat		0,6			49	22	-	2,5	-
Di-n-propylftalat		0,6			-	-	-	-	-
Di-isobutylftalat		0,6			-	-	210	1,7	1,9
Di-n-butylftalat		0,6			63	2,1	-	2,6	-
Di-pentylftalat		0,6			-	-	-	-	-
Butylbensylftalat		0,6			120	-	-	-	1,7
Di-(2-etylhexyl)ftalat		0,6			47	-	6,8	5,9	7,1
Di-cyklohexylftalat		0,6			-	-	-	-	-
Di-n-oktylftalat		0,6			-	-	-	-	-
<i>Klorbensener</i>									
	µg/l								
Monoklorbensen		0,1			-	-	-	-	-
1,2-Diklorbensen					-	-	-	-	8,7
1,3-Diklorbensen					-	-	-	-	0,2
1,4-Diklorbensen					-	-	-	-	1,5
1,2,3-Triklorbensen		0,1			-	-	0,1	-	-
1,2,4-Triklorbensen		0,2			-	-	-	-	-
1,3,5-Triklorbensen		0,3			-	-	-	-	-
1,2,3,4-Tetraklorbensen		0,06			-	-	-	-	-
1,2,3,5-Tetraklorbensen		0,04			-	-	-	-	-
1,2,4,5-Tetraklorbensen		0,01			-	-	-	-	-
Pentaklorbensen					-	-	-	-	-
Hexaklorbensen					-	-	-	-	0,002
Summa klorbensener							0,1	-	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Organiska föreningar									
<i>Klorfenoler</i>	µg/l								
2-Monoklorfenol					-		-	-	-
3-Monoklorfenol					-		-	-	-
4-Monoklorfenol					-		0,2	-	-
2,6-Diklorfenol					-		0,3	-	-
2,4- + 2,5-Diklorfenol					0,1		1,1	0,2	-
2,3-Diklorfenol					-		-	-	-
3,4-Diklorfenol					-		-	-	-
3,5-Diklorfenol					-		-	-	-
2,4,6-Triklorfenol					0,1		0,7	0,02	0,1
2,3,6-Triklorfenol					-		-	-	-
2,3,5-Triklorfenol					-		-	-	-
2,4,5-Triklorfenol					-		0,1	-	-
2,3,4-Triklorfenol					-		-	-	-
3,4,5-Triklorfenol					-		-	-	-
2,3,4,5-Tetraklorfenol					-		6,2	-	-
2,3,4,6-Tetraklorfenol					-		-	-	0,5
2,3,5,6-Tetraklorfenol					-		-	-	0,2
Pentaklorfenol					0,6		6,4	0,3	0,8
Summa klorfenoler					0,8		15	0,5	1,7

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Organiska föreningar									
<i>PCB</i>	µg/l								
PCB 28					-		0,009	-	0,02
PCB 52					-		0,003	-	0,02
PCB 101					-		0,005	-	0,02
PCB 118					-		0,002	-	0,003
PCB 138					-		0,01	-	0,03
PCB 153					-		0,008	-	0,02
PCB 180					-		0,006	-	0,01
Summa PCB					-		0,05	-	0,1
<i>Dioxiner och furaner</i>	ng/l								
2378-TetraCDD					-				
12378-PentaCDD					-				
123478-HexaCDD					-				
123678-HexaCDD					0,2				
123789-HexaCDD									
1234678-HeptaCDD					0,3				
Oktaklordibensdioxin					2,4				
2378-TetraCDF					-				
12378-PentaCDF					-				
23478-pentaCDF					-				
123478-HexaCDF					0,2				
123678-HexaCDF					-				
234678-HexaCDF					-				
1234678-HeptaCDF					0,4				
1234789-HeptaCDF					0,1				
Oktaklordibensfuran					0,3				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Organiska föreningar									
Bromerade flamskyddsmedel	ug/l								
Tetrabromdifenyleter		0,001			0,07			0,006	-
Tetrabromdifenyleter47		0,001			0,07			0,006	-
Pentabromdifenyleter		0,001			0,7			0,009	-
Pentabromdifenyleter99		0,001			0,4			0,008	-
Pentabromdifenyleter100		0,001			0,2			0,001	-
Hexabromdifenyleter		0,001			0,007			-	-
Heptabromdifenyleter		0,002			-			-	-
Oktabromdifenyleter		0,002			-			-	-
Nonabromdifenyleter		0,005			-			-	-
Dekabromdifenyleter		0,01			-			-	-
Tetrabrombisfenol-A		0,01			-			-	-
Dekabrombifenyl		0,01			-			-	-
Hexabromcyklododekan		0,001			-			-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Organiska föreningar									
<i>Fenoxisyror</i>	µg/l								
2,4-D		0,05			-	14	17	1,3	0,7
MCPA		0,05			22	8,1	2,5	2,1	5,2
MCPP (Mekoprop)					3,2	0,5	-	-	0,6
2,4,5-T		0,05			5,8	-	0,5	-	-
2,4-DP (Diklorprop)		0,05			7,3	26	0,6	1,7	0,7
2,4,5-TP		0,05			-	-	-	-	-
MCPB		0,05			3,7	-	-	-	-
2,4-DB		0,05			-	-	-	-	-
Pesticider Multianalys									
Iprodion	µg/l				7,0				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Organiska föreningar									
<i>Övriga organiska föreningar</i>									
acetat	mg/l			17					
Etylenglykol			9,9	0,2					
Propylenglykol			-	3,1					
Cyanid fri	µg/l	5,0			9,6				-
Cyanid total					31				12
MtBE		0,2			-		0,9		-
Bensotriazol			1,7	41					
Tolyltriazol				7,1					
Alkyletoxilater			-	78					
Petroleumsulfonater			-	-					
Formaldehyd	mg/l								2,2
Volatila föreningar									
o-Etyltoluen	µg/l				7,6				
m-Etyltoluen					13				
p-Etyltoluen					6,3				
o-Klortoluen					-				
Metylisobutylketon					2,4				
Cyklohexan					6,2				
Di-isopropyleter					-				
Dicyklopentadien					-				
Dimetoxymetan					-				
Dimetyldisulfid					24				
Epiklorhydrid					-				
Metylakrylat					-				
Koldisulfid					-				
Kumen					2,1				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
<i>Metallorganiska föreningar</i>									
<i>Organiskt tenn</i>									
µg/l									
Monobutyltenn			0,03	0,001	0,1		0,2	0,06	9,6
Tributyltenn			-	0,002	0,4		0,01	0,3	0,5
Dibutyltenn			0,2	0,002	0,2		0,2	0,2	18
Tetrabutyltenn			-	-	-		-	-	-
Monofenyltenn			-	-	-		0,003	-	-
Difenyltenn			-	-	-		-	-	-
Tricyklohexyltenn			-	-	-		-	-	-
Trifenyltenn			-	-	-		-	-	-
Monooktyltenn			0,01	-	0,01		0,001	-	1,7
Dioktyltenn			0,02	-	0,02		0,001	-	4,2
<i>Organiskt kvicksilver</i>									
ng/l									
Metylkvicksilver ofiltrerat			0,07		0,7				
<i>Organiskt bly</i>									
mg/l									
Tetraetylbly			-		-				
Tetrametylbly			-		-				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Metaller									
<i>mg/l nivåer</i>	mg/l								
Ca			120	120	1700	340	440	290	450
Fe			0,3	0,5	74	8,4	5,3	4,5	17
K			13	32	300	54	55	25	43
Mg			23	21	63	8,6	16	5,9	17
Na			160	150	1200	69	170	56	870
S			66	66	780	230	290	190	270
<i>ug/l nivåer - ofta analyserade</i>	ug/l								
Al			100	240	34000	600	1900	1500	5400
As			21	11	90	6,8	23	4,3	20
Be			-		2,0				
Ba			46	41	1800	59	190	110	210
Cd			-	0,1	14	0,6	2,4	0,8	4,2
Co			0,4	0,8	70	8,1	18	9,4	25
Cr			0,7	-	160	8,4	26	6,4	81
Cu			6,6	7,0	1100	50	160	55	330
Hg			-	-	6,8	0,06	0,6	0,2	0,3
Mn			24	78	2500	900	1200	570	1200
Ni			4,2	2,4	120	17	52	21	110
Pb			0,5	0,6	1200	13	71	45	510
Zn			43	23	4200	200	1500	920	3600
<i>ug/l nivåer - mindre ofta analyserade</i>	ug/l								
Ag			-		41	-	1,1	0,1	
B			83		4000				
Bi			0,01		3,0				
Br			360		1900				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

DAGVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Arlanda	Arlanda-2	Hagby	Hagby-2	Sofielund	Skräppekärr	Filborna
Ämne / Prov									
Metaller									
Cr 6+			-		-			-	
Ga			-		11				
Ge			-		2,5				
In			-		-				
La			0,9		100				
Li			18		730				
Mo			4,0		95		13		
Nb			0,6		14				
Pt			-		0,02				
Pd			-		0,6				
Rb			11		280				
Rh			-		-				
Sb			2,5		83	1,9	8,8	4,2	
Sc			-		8,6				
Se			0,4		3,6				
Sn			3,4		39	1,8	3,1	8,0	
Si			9500		67000				
Sr			860		4800				
Ta			-		0,03				
Ti			6,1		2700				
Th			0,01		14				
Te			-		0,1	-	-	-	
Tl			0,04		0,6	-	0,1	0,05	
U			36		17				
V			1,4		140	9,2	9,9	8,7	
Y			0,6		89				
Zr			1,4		130				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Bilaga 3. Resultat från analyser av lakvatten

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Allmän karakterisering											
pH	-		7,4	7,9	7,7	6,7	7,9	8,1	8,1	7,9	7,8
Konduktivitet	mS/m		920	580	1100		730	589	430	600	424
Suspenderad substans	mg/l		52	32	88	5	30	13	50	230	63
Glödningsrest GF/A	mg/l		19	12	16	3	11	3,4	6,3	46	17
BOD (7)	mg O ₂ /l		270	7	61	5	93	12	39	120	29
COD (Cr)	mg O ₂ /l		1400	250	550	350	1300	690	580	900	480
BOD/COD			0,2	0,03	0,11	0,01	0,07	0,02	0,07	0,1	0,06
TOC	mg/l		480	74	190	160	470	270	220	310	180
DOC (0.45 um)	mg/l		430	74	150	140	400	190	180	230	160
POC	mg/l		36	4,1	-	-	-	7,8	1,1	-	-
DOC/TOC			0,9	1	0,8	0,9	0,9	0,7	0,8	0,7	0,9
POC/TOC			0,08	0,06	-	-	-	0,03	0,01	-	-
Salinitet	‰		1,1	6,2	8,7		1,9	1,6	0,8	0,9	0,83
Klorid (Cl ⁻)	mg/l		1000	1600	3400	3300	1000	880	400	480	450
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l		46	650	1800	1900	96	89	120	180	180
Fluorid (F ⁻)	mg/l		0,8	1	1,8	2	0,4	0,3	0,3	0,4	0,34
Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻) Alkalinitet	mmol/l			14	20	3	42	30	33	44	22
N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺)	mg/l		510	95	190	0,6	220	140	180	320	49
N-Kjeldahl	mg/l		540	110	220	11	270	180	220	380	75
N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻)	mg/l		0,06	28	0,2	4,4	-	30	0,07	4,5	60
N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃)	mg/l		540	140	220	15	270	210	220	380	130
N-Ammonium / N-Totalt			0,9	0,7	0,9	0,04	0,8	0,7	0,8	0,8	0,38
P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻)	mg/l		3,3	0,3	0,4	0,05	0,6	0,7	0,8	0,8	2
P-Totalt	mg/l		4,2	0,5	1,5	0,3	1,7	1,6	2	3	3

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska summaparametrar											
EGOM	mg/l	0,05	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
EOX				-	-	-	0,02	0,002	0,001	0,003	
Alifater C5-C8	µg/l	10		-	-	-	-	-	-	-	-
Alifater C8-C10		10		-	-	-	-	-	-	-	-
Alifater C10-C12				-	25	-	-	-	-	15	-
Alifater C12-C16				12	57	16	-	-	-	28	17
Alifater C5-C16, summa				12	82	16	-	-	-	43	17
Alifater C16-C35, summa				55	330	64	22	-	19	89	27
Aromater C8-C10				-	-	-	23	-	-	-	-
Aromater C10-C35				-	-	-	-	-	-	-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
<i>Klorerade och bromerade alifater</i> µg/l											
Klormetan					-	-					
Diklormetan				6,0	-	260					
Diklordifluormetan					-	-					
Kloretan					-	-					
1,1-Dikloretan				-	-	-					
1,2-Dikloretan				-	-	-					
t-1,2-Dikloretan					-	-					
c-1,2-Dikloretan					1,6	-					
1,2-Diklorpropan				-	-	-					
Triklormetan				-	-	-					
Triklorfluormetan					-	-					
Tetraklormetan				-	-	-					
1,1,1-Trikloretan				-	-	-					
1,1,2-Trikloretan				-	-	-					
Trikloretan				-	0,2	-					
Tetrakloretan				-	-	-					
1,1-Dikloretan				-	-	-					
2,2-Diklorpropan					-	-					
Bromklormetan					-	-					
1,1-Diklorpropen					-	-					
Brommetan					-	-					
Dibrommetan				-	-	-					
Bromdiklormetan				-	-	-					
c-1,3-Diklorpropen					-	-					
t-1,3-Diklorpropen					-	-					
1,3-Diklorpropan				-	-	-					
Dibromklormetan				-	-	-					

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
<i>Klorerade och bromerade alifater</i>	µg/l										
1,2-Dibrommetan					-	-					
1,1,1,2-Tetrakloreten				-	-	-					
Tribrommetan				-	-	-					
Triklorpropan											
1,2,3-triklorpropan					-	-					
1,1,2,2-Tetrakloreten					-	-					
1,2-Dibrom-3-Klorpropan					-	-					
Hexaklorbutadien					-	-					
E/Z-1,3-Diklorpropen				-							
E-1,2-Dikloreten				-							
Z-1,2-Dikloreten				1,1							
Hexakloreten				-							
Vinylklorid					5,5						

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
<i>Bensen och alkylerade bensener</i>	µg/l										
Bensen		0,2	2,7	-	-	-			-	-	-
Toluen		0,2	2,7	-	-	-			-	-	-
Etylbensen		0,2	49	-	0,5	-			-	-	-
m+p-Xylen					0,7	-					
o-xylen					0,3	-					
Summa xylener (dimetylbensen)			76	-	0,2	-			-	0,5	-
Styren					-	-					
Isopropylbensen					-	-					
p-Isopropyltoluen					-	-					
n-Propylbensen				-	-	-					
n-Butylbensen					-	-					
sec-Butylbensen					-	-					
tert-Butylbensen				-	-	-					
1,2,3-Trimetylbensen				-	-	-					
1,2,4-Trimetylbensen				-	-	-					
1,3,5-Trimetylbensen					-	-					

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
<i>Fenol och alkylerade fenoler</i> µg/l											
o-Kresol				-							
m- + p-Kresol				-							
2,3-Dimetylfenol				-							
2,4-Dimetylfenol				-							
2,5-Dimetylfenol				-							
2,6-Dimetylfenol				-							
3,4-Dimetylfenol				-							
3,5-Dimetylfenol				-							
2,3,5-Trimetylfenol				-							
2,4,6-Trimetylfenol				-							
2-Etylfenol				-							
3-Etylfenol				-							
4-Etylfenol				-							
2-iso-Propylfenol				-							
2-n-Propylfenol				-							
3-t-Butylfenol				-							
Oktylfenol				-							
Nonylfenol				-							

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
Nonylfenoletoxylater	µg/l										
NF-etoxylater				-							
OF-etoxylater				-							
4-oktylfenol			0,3		-	1,0					
4-OF-monoetoxylat			0,2		0,04	0,2					
4-OF-dietoxylat			-		-	-					
4-OF-trietoxylat			-		-	-					
4-OF-tetraetoxylat			-		-	-					
4-nonylfenol			4,1		1,5	5			-		
4-NF-monoetoxylat			6,0		5,4	5,5			-		
4-NF-dietoxylat			-		-	0,7			-		
4-NF-trietoxylat			-		-	0,8					
4-NF-tetraetoxylat			-		-	-					
- Ämnet har analyserats men ej detekterats.											

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
<i>PAH</i>	µg/l										
Naftalen		0,34	1,4	-	-	-	0,7	-	-	-	-
Acenaftylen		0,25	-	-	-	-	0,6	-	-	-	-
Acenaften		0,025	0,1	-	-	-	0,1	0,03	-	0,04	-
Fluoren		0,02	0,1	-	-	-	0,1	-	0,02	0,05	-
Fenantren		0,03	0,5	-	-	-	0,1	-	0,04	0,08	-
Antracen		0,013	1,2	-	-	-	0,1	-	-	0,03	-
Fluoranten		0,03	0,2	-	-	-	0,05	-	0,04	0,05	-
Pyren		0,037	0,1	0,01	-	-	-	-	-	0,05	-
Bens(a)antracen		0,007	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Krysen		0,016	0,2	0,01	-	-	0,1	-	0,02	0,04	-
Bens(b)fluoranten		0,027	0,03	0,02	-	-	-	-	-	-	-
Bens(k)fluoranten		0,005	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-
Bens(a)pyren		0,026	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-	-
Dibens(ah)antracen		0,012	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
Benso(ghi)perylen		0,004	0,01	0,03	-	-	-	-	-	-	-
Indeno(123cd)pyren		0,006	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Summa 16 PAH			3,9	0,1	-	-	1,8	-	0,1	-	-
PAH cancerogena			0,3	0,07	-	-	0,1	-	0,02	-	-
PAH övriga			3,6	0,04	-	-	1,7	-	0,1	-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
<i>Ftalater</i>											
	µg/l										
Dimetylfthalat		1,2	-	-			-	-			
Dietylfthalat		0,6	-	-			-	-			
Di-n-propylfthalat		0,6	-	-			-	1,1			
Di-isobutylfthalat		0,6	-	-			-	-			
Di-n-butylfthalat		0,6	3,2	-			-	-			
Di-pentylfthalat		0,6	-	-			-	-			
Butylbensylfthalat		0,6	-	-			-	-			
Di-(2-etylhexyl)fthalat			5,2	-			17	1,8			
Di-cyklohexylfthalat		0,6	-	-			-	-			
<i>Klorbensener</i>											
	µg/l										
Monoklorbensen			0,6	-	-	-			-		
1,2-Diklorbensen			0,2	-	-	-			-		
1,3-Diklorbensen			-	-	-	-			-		
1,4-Diklorbensen			0,5	-	-	-			-		
1,2,3-Triklorbensen			-	-	-	-			-		
1,2,4-Triklorbensen			-	-	-	-			-		
1,3,5-Triklorbensen			-	-					-		
1,2,3,4-Tetraklorbensen			-						-		
1,2,3,5-Tetraklorbensen			-						-		
Pentaklorbensen			-						-		
Hexaklorbensen			-						-		
Brombensen						-	-				
2-Klortoluen						-	-				
4-Klortoluen						-	-				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
<i>Organiska föreningar</i>											
<i>Klorfenoler</i>											
µg/l											
2-Monoklorfenol			0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
3-Monoklorfenol			1,2	-	-	-	-	-	-	-	-
4-Monoklorfenol			1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
2,6-Diklorfenol			-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4- + 2,5-Diklorfenol			0,3	-	-	-	0,3	-	-	-	-
2,3-Diklorfenol			-	-	-	-	-	-	-	-	-
3,4-Diklorfenol			0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
3,5-Diklorfenol			0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-
2,4,6-Triklorfenol			-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
2,3,6-Triklorfenol			-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,3,5-Triklorfenol			-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4,5-Triklorfenol			-	0,04	0,2	-	-	-	-	-	-
2,3,4-Triklorfenol			-	-	-	-	-	-	-	-	-
3,4,5-Triklorfenol			-	0,03	-	-	-	-	-	-	-
2,3,4,5-Tetraklorfenol			-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,3,5,6-Tetraklorfenol			-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
2,3,4,6-Tetraklorfenol			-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentaklorfenol			3,7	0,03	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>PCB</i>											
µg/l											
PCB 28			0,005	-	-	0,001					
PCB 52			0,003	-	0,003	0,005					
PCB 101			-	-	0,006	0,004					
PCB 118			0,001	-	0,006	0,003					
PCB 138			0,01	-	0,002	0,004					
PCB 153			0,01	-	-	0,003					
PCB 180			0,006	-	-	0,002					
Summa PCB			0,036	-	0,002	0,021					

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
Bromerade flamskyddsmedel	µg/l										
Tetrabromdifenyleter		0,001		0,03	-	-			0,002	-	
Tetrabromdifenyleter47		0,001		0,03	0,0003	0,0004			0,001	-	
Pentabromdifenyleter		0,001		0,05	-	-			0,0006	-	
Pentabromdifenyleter99		0,001		0,04	0,0004	0,0002			0,0004	-	
Pentabromdifenyleter100		0,001		0,01	0,0001	0,0001			0,0002	-	
Hexabromdifenyleter		0,001		-	-	-			-	-	
Heptabromdifenyleter		0,002		-	-	-			-	-	
Oktabromdifenyleter		0,002		-	-	-			-	-	
Nonabromdifenyleter		0,005		-	-	-			-	-	
Dekabromdifenyleter		0,01		-	-	-			-	-	
Tetrabrombisfenol-A		0,01		-	0,09	-			-	-	
Dekabrombifenyl		0,01		-	-	-			-	-	
Hexabromcyklododekan		0,001		-	-	-			0,06	-	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Organiska föreningar											
<i>Klorerade pesticider</i>											
µg/l											
Hexaklorbensen			-								
o,p'-DDT			-								
p,p'-DDT			-								
o,p'-DDD			-								
p,p'-DDD			-								
o,p'-DDE			-								
p,p'-DDE			-								
Aldrin			-								
Dieldrin			-								
Endrin			-								
Isodrin			-								
Telodrin			-								
a-HCH			-								
b-HCH			-								
g-HCH = lindan			-	0,005							
Heptaklor											
cis-Heptakloreoxid			-								
trans-Heptakloreoxid			-								
a-Endosulfan			-								
Hexaklorbutadien			-								
Hexakloretan			-								
Pentaklorbensen			-								
Summa pesticider			-	0,005							

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
<i>Organiska föreningar</i>											
<i>Fenoxisyror</i>											
2,4-D	µg/l	0,05	-	-	0,9	0,8	-	-		0,06	-
MCPA		0,05	-	0,5	0,5	0,4	-	-		-	-
MCP (Mekoprop)			5,9	0,8	2,9	2,3	2,5	0,2		0,7	0,5
2,4,5-T		0,05	-	0,3	0,7	-	-	-		-	-
2,4-DP (Diklorprop)		0,05	3,9	0,9	2,5	2	1	-		1,0	0,7
2,4,5-TP		0,05	-	-	0,5	0,4	-	-		-	-
MCPB		0,05	-	-	0,6	0,5	-	-		-	-
2,4-DB		0,05	-	-	2,4	1,7	-	-		-	-
<i>Pesticider Multianalys</i>											
BAM (2,6-diklorbenzamid)	µg/l			0,2							
Diklobenil				-							
<i>Övriga organiska föreningar</i>											
Cyanid fri	µg/l			-	0,006	0,008					-
Cyanid total				14	0,006	0,004					-
MTBE				-							
Formaldehyd			220								

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
<i>Metallorganiska föreningar</i>											
<i>Organiskt tenn</i>	µg/l										
Monobutyltenn			0,03	0,03	0,004	0,007	0,04	0,04	0,004	0,05	
Tributyltenn			0,06	-	0,001	0,002	0,008	0,002	0,002	0,001	
Dibutyltenn			0,5	0,008	0,002	0,003	0,009	0,04	0,002	0,005	
Tetrabutyltenn			0,02	-	-	-	-	-	-	-	
Monofenyltenn			-	-	-	-	-	0,003	-	-	
Difenyltenn			-	-	-	-	0,002	-	-	-	
Tricyklohexyltenn			-	-	-	-	-	-	-	-	
Trifenyltenn			-	-	-	-	-	-	-	-	
Monooktyltenn			0,2	0,01	-	-	-	-	-	-	
Dioktyltenn			0,4	0,02	-	-	0,04	-	-	-	
<i>Organiskt kvicksilver</i>	ng/l										
Metylkvicksilver ofiltrerat				0,8							
Metylkvicksilver filtrerat				0,2							
<i>Organiskt bly</i>	mg/l										
Tetraetylbly				-							
Tetrametylbly				-							

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Metaller											
	mg/l										
Ca			210	440	460	480	180	100		82	68
Fe			5,4	1,2	2,0	0,7	4,8	1,8		12	2,9
K			340	910	1900	1800	400	270		250	230
Mg			69	140	130	130	130	94		60	64
Na			1100	690	1200	1200	820	500		530	500
S			28	470	630	630	42	29		59	63
<i>µg/l nivåer - ofta analyserade</i>											
	µg/l										
Al			510	530	230	190	380	80		460	64
As			39	34	41	41	11	5,3		5,8	2,2
Be				0,1	0,1	0,1					
Ba			960	180	200	200	360	150		260	74
Cd			0,2	3,0	0,5	0,4	0,2	0,07		0,08	0,05
Co			18	5,7	7,1	8,3	18	11		17	12
Cr			120	5,9	13	10	66	33		56	32
Cu			20	45	14	13	23	8,3		15	9,2
Hg			0,03	0,04	0,03	-	0,04	0,02		-	0,02
Mn			60	550	850	940	550	130		3800	670
Ni			110	41	42	40	86	66		53	48
Pb			47	4,0	3,0	0,8	6,0	2,5		3,4	0,3
Zn			450	180	34	38	100	42		78	19

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Metaller											
<i>µg/l nivåer - mindre ofta analyserade</i>	µg/l										
Ag			-	0,3	0,2	0,2	-				
B				3300	5600	5600					
Bi				0,04	0,03	0,01					
Br				8000	27000	24000					
Cr 6+				-	-	-					
Ga				0,2	-	-					
Ge				-	-	-					
In				-	-	-					
La				8,3	1,2	7,8					
Li				57	73	72					
Mo			4,9	220	72	63	12				
Nb				0,9	1,8	1,0					
Pt				0,01	0,03	0,04					
Pd				-	-	-					
Rb				1700	4200	4400					
Rh				-	-	-					
Sb			3	6,0	1,5	1,4	2,1				
Sc				0,3	0,4	0,2					
Se				2	1,4	1,2					
Sn			20	1,9	1,03	0,1	11				
Si				7000	8,4	8,1					
Sr				1400	1700	1700					
Ta				0,01	0,01	0,01					
Ti				28	39	8,4					
Th				0,3	0,2	0,1					
Te			-	0,02	0,1	0,1	0,5				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av behandlat och obehandlat lakvatten.

LAKVATTEN	Enhet	Detektions- gräns	Filborna Perkolat	Norsa Damm	Norsa-2 Damm	Norsa-2 Efter sandfilter	Högbytorp P1	Högbytorp P3	Hyllstofta P1	Hyllstofta P2	Hyllstofta P3
Metaller	µg/l										
Tl				0,7	0,07	0,1	0,1				
U				75	110	170					
V				23	33	8,8	19				
W					0,04	0,02					
Y				6,6	2,2	5,1					
Zr				9,7	17	17					

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Bilaga 4. Resultat från analyser av övriga vatten

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten Norrtälje				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Allmän karakterisering								
pH	-		7,2	7,2	7,1	7,1	7,7	8,0
Konduktivitet	mS/m		680	290	280	290	530	20
Suspenderad substans	mg/l		6,4	370	92	120	34	4,5
Glödningsrest GF/A	mg/l		1,6	350	87	120	28	2,5
BOD (7)	mg O2/l	3,0	8	-	-	-	-	-
COD (Cr)	mg O2/l	30	46	110	42	45	50	-
BOD/COD			0,2					
TOC	mg/l		16	5,7	6,2	5,8	18	11
DOC (0.45 um)	mg/l		15	5,2	5,7	5,6	18	11
POC	mg/l	1	1,6	6,4	2,6	3,1	1,4	-
DOC/TOC			0,9	0,9	0,9	1,0	1	1
POC/TOC			0,1	1,1	0,4	0,5	0,1	
Salinitet	‰		0,5	0,2	0,2	0,2	0,4	0,05
Klorid (Cl ⁻)	mg/l		130	5,4	6,1	11	98	13
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l		29	12	16	31	16	22
Fluorid (F ⁻)	mg/l		0,6	0,5	0,4	0,2	0,1	0,3
N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺)	mg/l		27	0,03	0,04	0,2	4	0,02
N-Kjeldahl	mg/l		31	0,4	0,2	0,4	5,5	0,5
N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻)	mg/l	0,1	-	0,2	-	0,7	2,6	0,2
N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃)	mg/l		31	0,5	0,2	1,2	8,1	0,7
N-Ammonium / N-Totalt			0,9	0,1	0,3	0,1	0,5	0,03
P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻)	mg/l		0,1	0,1	0,07	0,1	0,04	0,006
P-Totalt	mg/l		0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,03

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska summaparametrar								
EGOM	mg/l	50	-			-		-
EOX		1	-			-		-
AOX			-					0,03
Alifater C5-C8	µg/l	10	-					-
Alifater C8-C10		10	-					-
Alifater C10-C12		10	12					-
Alifater C12-C16		10	14					-
Alifater C5-C16, summa		20	26					-
Alifater C16-C35, summa			100					10
Aromater C8-C10		4	-					-
Aromater C10-C35		1,3	-					-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska föreningar								
<i>Klorerade och bromerade alifater</i>	µg/l							
Klormetan		1,0	-	-				
Diklormetan		6,0	-	-				
Diklordifluormetan		1,0	-	-				
Kloretan		1,0	-	-				
1,1-Dikloretan		0,1	-	-				
1,2-Dikloretan		1,0	-	-				
t-1,2-Dikloreten		0,1	-	-				
c-1,2-Dikloreten		0,1	-	-				
Triklormetan		0,3	-	-				
Triklorfluormetan		1,0	-	-				
Tetraklormetan		0,1	-	-				
1,1,1-Trikloretan		0,1	-	-				
1,1,2-Trikloretan		0,2	-	-				
Trikloreten		0,1	-	-				
Tetrakloreten		0,2	-	-				
1,1-Dikloreten		0,1	-	-				
2,2-Diklorpropan		1,0	-	-				
Bromklormetan		2,0	-	-				
Brommetan		1,0	-	-				
Dibrommetan		1,0	-	-				
Bromdiklormetan		0,1	-	-				
c-1,3-Diklorpropen		1,0	-	-				
t-1,3-Diklorpropen		1,0	-	-				
1,3-Diklorpropan		1,0	-	-				
Dibromklormetan		0,1	-	-				
1,2-Dibrommetan		1,0	-	-				

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				Norrtälje PR1	MR1	MR3	MR4	
<i>Organiska föreningar</i>								
<i>Klorerade och bromerade alifater</i> µg/l								
1,1,1,2-Tetrakloretan		0,1	-	-	-	-	-	-
Tribrommetan		0,2	-	-	-	-	-	-
1,2,3-triklorpropan		1,0	-	-	-	-	-	-
1,1,2,2-Tetrakloretan		1,0	-	-	-	-	-	-
1,2-Dibrom-3-Klorpropan		1,0	-	-	-	-	-	-
Hexaklorbutadien		1,0	-	-	-	-	-	-
Vinylklorid		1,0	-	-	-	-	-	-
<i>Bensen och alkylerade bensener</i> µg/l								
Bensen		0,2	-	-	-	-	-	0,2
Toluen		0,5	-	-	-	-	-	-
Etylbensen		0,1	-	-	-	-	-	-
o-xylen		0,1	-	-	-	-	-	-
Summa xylener (dimetylbensen)		0,2	-	-	-	-	-	-
Styren		0,2	-	-	-	-	-	-
Isopropylbensen		1,0	-	-	-	-	-	-
p-Isopropyltoluen		1,0	-	-	-	-	-	-
n-Propylbensen		1,0	-	-	-	-	-	-
n-Butylbensen		1,0	-	-	-	-	-	-
sec-Butylbensen		1,0	-	-	-	-	-	-
tert-Butylbensen		1,0	-	-	-	-	-	-
1,2,4-Trimetylbensen		1,0	-	-	-	-	-	-
1,3,5-Trimetylbensen		1,0	-	-	-	-	-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten Norrtälje				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska föreningar								
<i>Fenol och alkylerade fenoler</i> µg/l								
Fenol		1,0	-	-	-	-	-	
o-Kresol		1,0	-	-	-	-	-	
m- + p-Kresol		1,0	-	-	-	-	-	
2,3-Dimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2,4-Dimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2,5-Dimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2,6-Dimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
3,4-Dimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
3,5-Dimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2,3,5-Trimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2,4,6-Trimetylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2-Etylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
3-Etylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
4-Etylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2-iso-Propylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
2-n-Propylfenol		1,0	-	-	-	-	-	
3-t-Butylfenol		1,0	-	-	-	-	-	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska föreningar								
Nonylfenoletoxylater	µg/l							
4-oktylfenol		0,05		0,06				0,04
4-OF-monoetoxylat		0,09		0,05				0,06
4-OF-dietoxylat	0,01	0,2		0,06				-
4-OF-trietoxylat	0,01	0,06		0,2				-
4-OF-tetraetoxylat	0,01	0,03		0,3				-
4-nonylfenol		1,2		2,5				0,2
4-NF-monoetoxylat		1,8		0,4				0,2
4-NF-dietoxylat	0,1	4,5		0,5				-
4-NF-trietoxylat	0,1	2,6		4,3				-
4-NF-tetraetoxylat	0,1	1,7		17				-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
<i>Organiska föreningar</i>								
<i>PAH</i>								
	µg/l							
Naftalen		0,11	-	-				1,1
Acenaftylen		0,38	-	-				-
Acenaften		0,05	-	-				-
Fluoren		0,05	-	-				-
Fenantren		0,06	-	-				-
Antracen		0,01	-	-				-
Fluoranten		0,01	-	-				0,03
Pyren		0,02	-	-				-
Bens(a)antracen		0,02	-	-				-
Krysen		0,01	-	-				-
Bens(b)fluoranten		0,07	-	-				-
Bens(k)fluoranten		0,01	-	-				-
Bens(a)pyren		0,08	-	-				-
Dibens(ah)antracen		0,02	-	-				-
Benso(ghi)perylene		0,02	-	-				-
Indeno(123cd)pyren		0,02	-	-				-
Summa 16 PAH		0,47	-	-				1,1
<i>Alkylerade PAH</i>								
Naftalen (C1-alkyl)			-					
Naftalen (C2-alkyl)			-					
Naftalen (C3-alkyl)			-					
Fenantren/Antracen (C1-alk)			-					
Fenantren/Antracen (C2-alk)			-					
Dibensotiofen			-					

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten Norrtälje				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
<i>Organiska föreningar</i>								
<i>Ftalater</i>								
	µg/l							
Dimetylfталat		0,6	-	-	-	-	-	-
Dietylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
Di-n-propylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
Di-isobutylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
Di-n-butylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
Di-pentylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
Butylbensylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
Di-(2-etylhexyl)fталat		1,0-1,5	3,7	-	-	-	-	-
Di-cyklohexylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
Di-n-oktylfталat		0,6-1,0	-	-	-	-	-	-
<i>Klorbensener</i>								
	µg/l							
Monoklorbensen		0,1	-	-	-	-	-	-
1,2-Diklorbensen		0,1	-	-	-	-	-	-
1,3-Diklorbensen		0,1	-	-	-	-	-	-
1,4-Diklorbensen		0,1	-	-	-	-	-	-
1,2,3-Triklorbensen		0,1	-	-	-	-	-	-
1,2,4-Triklorbensen		0,2	-	-	-	-	-	-
Brombensen		1,0	-	-	-	-	-	-
2-Klortoluen		1,0	-	-	-	-	-	-
4-Klortoluen		1,0	-	-	-	-	-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska föreningar								
<i>Klorfenoler</i>	µg/l							
2-Monoklorfenol		0,1			-			-
3-Monoklorfenol		0,1			-			-
4-Monoklorfenol		0,1			-			-
2,6-Diklorfenol		0,1			-			-
2,4- + 2,5-Diklorfenol		0,2			-			-
2,3-Diklorfenol		0,1			-			-
3,4-Diklorfenol		0,1			-			-
3,5-Diklorfenol		0,1			-			-
2,4,6-Triklorfenol		0,1			-			-
2,3,6-Triklorfenol		0,1			-			-
2,3,5-Triklorfenol		0,1			-			-
2,4,5-Triklorfenol		0,1			-			-
2,3,4-Triklorfenol		0,1			-			-
3,4,5-Triklorfenol		0,1			-			-
2,3,4,5-Tetraklorfenol		0,1			-			-
2,3,4,6-Tetraklorfenol		0,1			-			-
2,3,5,6-Tetraklorfenol		0,1			-			-
Pentaklorfenol		0,1			-			-
Summa klorfenoler		095			-			-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska föreningar								
<i>PCB</i>	µg/l							
PCB 28		0,001	-	-	-	-	-	-
PCB 52		0,001	-	-	-	-	-	-
PCB 101		0,001	-	-	-	-	-	-
PCB 118		0,001	-	-	-	-	-	-
PCB 138		0,001	-	-	-	-	-	-
PCB 153		0,001	-	-	-	-	-	-
PCB 180		0,001	-	-	-	-	-	-
Summa PCB		0,003	-	-	-	-	-	-
<i>Dioxiner och furaner</i>								
	ng/l							
2378-TetraCDD		0,02	-	-	-	-	-	-
12378-PentaCDD		0,04	-	-	-	-	-	-
123478-HexaCDD		0,06	-	-	-	-	-	-
123678-HexaCDD		0,06	-	-	-	-	-	-
123789-HexaCDD		0,06	-	-	-	-	-	-
1234678-HeptaCDD		0,06	-	-	-	-	-	-
Oktaklordibensdioxin		0,16	-	-	-	-	-	-
2378-TetraCDF		0,02	-	-	-	-	-	-
12378-PentaCDF		0,04	-	-	-	-	-	-
23478-pentaCDF		0,04	-	-	-	-	-	-
123478-HexaCDF		0,06	-	-	-	-	-	-
234678-HexaCDF		0,06	-	-	-	-	-	-
1234678-HeptaCDF		0,11	-	-	-	-	-	-
1234789-HeptaCDF		0,03	-	-	-	-	-	-
Oktaklordibensfuran		0,32	-	-	-	-	-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska föreningar								
Bromerade flamskyddsmedel	µg/l							
Tetrabromdifenyleter		0,001	0,007		0,03			-
Tetrabromdifenyleter47			0,007		0,03			0,001
Pentabromdifenyleter			0,04		0,2			0,001
Pentabromdifenyleter99			0,03		0,1			0,001
Pentabromdifenyleter100			0,007		0,02			0,0002
Hexabromdifenyleter			0,002		0,001			-
Heptabromdifenyleter		0,002	-		-			-
Oktabromdifenyleter		0,002	-		-			-
Nonabromdifenyleter		0,002	-		-			-
Dekabromdifenyleter		0,01	-		-			-
Tetrabrombisfenol-A		0,001	-		-			-
Dekabrombifenyl		0,010	-		-			-
Hexabromcyklododekan		0,001	-		-			-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Organiska föreningar								
<i>Klorerade pesticider</i>	µg/l							
Hexaklorbensen		0,001	-	-	-	-	-	-
o,p'-DDT		0,001	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDT		0,001	-	-	-	-	-	-
o,p'-DDD		0,001	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDD		0,001	-	-	-	-	-	-
o,p'-DDE		0,001	-	-	-	-	-	-
p,p'-DDE		0,001	-	-	-	-	-	-
Aldrin		0,001	-	-	-	-	-	-
Dieldrin		0,001	-	-	-	-	-	-
Endrin		0,001	-	-	-	-	-	-
Isodrin		0,001	-	-	-	-	-	-
Telodrin		0,001	-	-	-	-	-	-
a-HCH		0,001	-	-	-	-	-	-
b-HCH		0,001	-	-	-	-	-	-
g-HCH = lindan		0,001	-	-	-	-	-	-
Heptaklor		0,001	-	-	-	-	-	-
cis-Heptakloreoxid		0,001	-	-	-	-	-	-
trans-Heptakloreoxid		0,001	-	-	-	-	-	-
a-Endosulfan		0,001	-	-	-	-	-	-
Hexaklorbutadien		0,001	-	-	-	-	-	-
Hexakloreten		0,001	-	-	-	-	-	-
Pentaklorbensen		0,001	-	-	-	-	-	-
Summa pesticider		0,011	-	-	-	-	-	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
<i>Organiska föreningar</i>								
<i>Fenoxisyror</i>	µg/l							
2,4-D		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
MCPA		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
MCPD (Mekoprop)		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
2,4,5-T		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
2,4-DP (Diklorprop)		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
2,4,5-TP		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
MCPB		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
2,4-DB		0,05-0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Pesticider Multianalys</i>								
alaklor	µg/l		-					
Furalaxyl			-					
Metazaklor			-					
Metolaklor			-					
Propaklor			-					
Propyzamid			-					
Vinklozolin			-					

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten Norrtälje				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
<i>Organiska föreningar</i>								
<i>Övriga organiska föreningar</i> µg/l								
Cyanid fri		3,0	-	-	-	-	-	-
Cyanid total		3,0	-	-	-	-	-	-
Triclosan			-					
<i>Tensider</i>								
LAS			-					
Katjons detergent			-					
Anjon tensider			0,03					
Akrylamid		0,05						-
Formaldehyd	mg/l	0,1						-
<i>Arylfosfater</i> µg/l								
Trimetylfosfat		0,5			-			
tributylfosfat		0,5			-			
Trietylfosfat		0,5			-			
Triisopropylfosfat		0,5			-			
Trifenylfosfat		0,2			-			
Trikresylfosfat		0,2			-			
Tritolylfosfat		0,2			-			
Difenylkresylfosfat		0,2			-			
Tris(B-kloretyl)fosfat		0,5			-			
Tris(B-klorpropyl)fosfat		0,5			-			

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
<i>Metallorganiska föreningar</i>								
<i>Organiskt tenn</i>	ng/l							
Monobutyltenn			11				5,6	
Tributyltenn			2,7				2,4	
Dibutyltenn			11				5,8	
Tetrabutyltenn			-				-	
Monofenyltenn			-				-	
Difenyltenn			-				-	
Tricyklohexyltenn			-				-	
Trifenyltenn			2,3				-	
Monooktyltenn			-				-	
Dioktyltenn			-				-	
<i>Organiskt kvicksilver</i>								
Metylkvicksilver ofiltrerat	ng/l	0,1	0,4				-	
<i>Organiskt bly</i>								
Tetraetylble	µg Pb/l		-				-	
trietylble			0,01				-	
dietylble			0,01				-	
Tetrametylble			-				-	
trimetylble			-				-	
dimetylble			-				-	
trimetyletylble			-				-	
dimetyldietylble			-				-	
dietylmetylble			-				-	
dimetyletylble			-				-	
metyletylble			-				-	

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions -gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten Norrtälje				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Metaller <i>mg/l nivåer</i>	mg/l							
Ca			59	100	85	87	100	20
Fe			0,7	6,8	9,9	22	16	0,1
K			18	3,1	3	2,9	13	2,5
Mg			7	9,2	6	4,7	11	4,1
Na			83	6,7	5,9	7,5	58	10
S			12	4,5	5,9	11	6,5	7,9
<i>µg/l nivåer - ofta analyserade</i>	µg/l							
Al			-	6500	2200	2100	250	93
As	1		-	1,3	2	-	-	-
Be	0,1-1		-	0,3	0,1	-	-	-
Ba			11	53	50	28	41	11
Cd	0,05-0,1		-	-	-	-	-	-
Co	0,2		0,6	2,3	1,3	2,2	6,4	-
Cr	0,9		1	9,5	10	2,6	1,2	-
Cu			5	7,0	3,4	3,1	4,3	3,3
Hg	0,02		-	0,02	-	-	-	-
Mn			130	140	350	1900	630	8
Ni			2,7	6,6	2,7	3,2	36	3,9
Pb	0,6		-	4	9,2	2,9	1	-
Zn	4		24	22	17	20	74	-

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av samtliga resultat från analyser av grundvatten, utgående renat avloppsvatten och recipientvatten.

VATTEN Ämne / Prov	Enhet	Detektions- gräns	Avloppsvatten Borlänge	Grundvatten				Recipientvatten Stockholms ström
				PR1	MR1	MR3	MR4	
Metaller								
<i>µg/l nivåer - mindre ofta analyserade</i>	µg/l							
Ag	0,2	0,55	-	-	-	-	-	-
B			157	16	11	16	130	-
Bi		0,02	-	0,1	0,06	-	-	-
Br			332	58	40		520	61
Ga		0,01	0,05	2,2	0,66		0,2	-
Ge			0,05	0,1	0,06		0,2	0,8
La			0,04	11	6,4		0,4	0,2
Li			5,8	14	6		4,9	-
Mo			2,2	2,2	1,1		4,2	1
Nb			0,01	0,3	0,2		0,04	0,01
Pd			0,1	0,2	0,1		0,1	0,01
Rb			20	16	5,8		4,7	3,0
Rh			0,02	0,02	0,02		0,02	0,02
Sb			1,1	0,1	0,2	0,4	0,6	0,2
Sc			-	1,7	0,8		0,1	0,2
Sn		0,6	-	-	-		-	1,1
Si			7,7	18000	11000		5900	
Sr				130	93		160	57
Ta		0,01	0,03	0,06	0,05		0,04	-
Ti			-	340	150		13	3,1
Th		0,2	-	3,1	1,4		-	-
Tl			-	0,1	0,04	0,03	0,02	300
U			2,4	19	2,7		3,2	1,8
V				11	4,8	3,8	0,7	0,5
Y				5,7	4,5		1,2	0,2
Zr			0,4	4,6	3,1		0,9	0,6

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

P.O. Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

www.ivl.se

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O. Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Aschebergsgatan 44
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 0472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90