

Kemiska analyser i området runt Sankt Hans backar – huvudsaklig inriktning mot polycykliska aromatiska kolväten

Examensarbete i miljövetenskap, 30 hp

Lina Hamel
Januari, 2009

Handledare:

Olof Berglund
Ekologiska institutionen
Lunds universitet

Stefan Bydén
Melica
Göteborg

Förord

Denna rapport är resultatet av ett examensarbete inom miljövetenskapliga programmet vid Lunds universitet. Arbetet omfattar 30 hp och har genomförts under hösten 2008 i samarbete med Melica i Göteborg.

Jag vill tacka alla som på olika sätt varit involverade och hjälpt mig under examensarbetets gång. Särskilda tack vill jag rikta till:

Olof Berglund, min handledare i Lund. Du har varit ett stöd under hela examensarbetet och kommit med goda råd och nyttiga kommentarer.

Stefan Bydén, min handledare i Göteborg. Tack för att jag fick möjlighet att göra examensarbete hos Er på Melica och för dina vägledande ord och kloka kommentarer.

Teresia Wengström, projektledare. Tack för ditt oändliga tålamod och enorma entusiasm.

Lund, 2009

Lina Hamel

Abstract

The occurrence of PAHs in the torrents of water around Sankt Hans backar was mainly examined. Several other substances and groups of substances were also examined and the selection was made based on previous results, suspected sources of pollution identified in the area along with the list regarding selected stormwater priority pollutants (SSPP). The results show only low amounts of PAHs, with one exception. It can be assumed that the PAHs have the similar origin in the water, as the examined substances are found in the same proportion at the different areas. The composition of PAHs in water and solid phase are not equal which mirror the substances different chemical and physical characteristics. Metals shows mainly a low content in the examined waters and, with a few exceptions, the state is assessed to be less serious. In the ditch high amounts of aliphats and oilindex were also found.

Sammanfattning

I den södra förgreningen av Vallkärrabäcken i Lund har en hög andel fisk med skelettdeformationer återfunnits vid elfiskeundersökningar. Till bäcken förs lakvatten från kommunens gamla deponi; Sankt Hans backar, dagvatten från en del av kommunen samt vatten från ett asfaltupplag och en kompost. Deponin var föremål för omfattande undersökningar redan innan skador på fisk upptäcktes. De undersökningar som genomfördes under våren 2008 pekade ut polycykliska aromatiska kolväten (PAHer) som den ämnesgrupp som potentiellt skulle kunna kopplas till konstaterade skador på fisk.

PAHer är en grupp av organiska ämnen uppbyggda av två eller flera sammansatta bensenringar. Ämnena bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material och hur mycket som bildas beror på typ av bränsle, temperatur och syretillgång. Under höstens provtagningar, aktuell rapport, undersöktes förekomsten av de 16 PAHer som pekats ut av U.S. Protection Agency (US EPA) som de sannolikt mest skadliga för hälsa och miljö. Ett antal andra ämnen inkluderades också i provtagningen och valdes ut baserat på tidigare erhållna resultat, misstänkta föroreningskällor som identifierats i området samt listan gällande prioriterade ämnen i dagvatten. Provtagning genomfördes med passiv provtagning, traditionell vattenprovtagning samt mark- och sedimentprovtagning.

Syftet med examensarbetet var att undersöka förekomsten av PAHer i vattenflödena runt Sankt Hans backar samt att sammanställa och presentera resultaten från genomförda undersökningar. Vidare gjordes en sammanställning över förhållandena i området och förslag på hur arbetet fortsättningsvis ska fortlöpa presenteras.

Resultaten från den passiva provtagningen visar endast låga halter av PAHer som i samtliga fall underskrider de satta miljökvalitetsnormerna (EQS). En jämförelse av sammansättningen av PAHer mellan de olika provtagningslokalerna för passiv provtagning visar att ämnena kan antas ha liknande ursprung då de undersökta ämnena återfinns i samma proportioner vid de olika lokalerna. Sammansättningen av PAHer skiljer sig åt mellan vatten- och fast fas vilket speglar ämnenas kemiska och fysikaliska egenskaper. Vid den traditionella vattenprovtagningen kunde PAHer endast detekteras i ett av proven och fem av de undersökta ämnena översteg det Kanadensiska vattenkvalitetskriteriet. För metaller uppvisas låga halter i undersökta vatten och tillståndet bedöms, med några undantag, vara mindre allvarligt. Resultaten från mark- och sedimentprovtagningen visar höga halter av PAHer i diket som misstänks motta lakvatten samt vatten från asfaltupplaget och komposten. I diket återfinns också höga halter av alifater.

Som förslag på hur arbetet ska fortlöpa föreslås att en insamling och rening av lakvattnet prioriteras liksom rening av dagvatten. Kontrollprogram bör upprättas för att följa upp vilka förbättringar genomförda åtgärder ger. Vid asfaltupplaget bör en mindre genomsläpplig grund anläggas, insamling av lakvatten samt övertäckning av upplaget prioriteras för att minska eventuell påverkan på omgivningen.

Innehållsförteckning

FÖRORD	3
ABSTRACT	4
SAMMANFATTNING	5
INLEDNING	8
BAKGRUND.....	8
SYFTE	8
AVGRÄNSNINGAR	8
MÅLGRUPP FÖR RAPPORTEN	9
STYRANDE DOKUMENT	10
RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN	10
MILJÖMÅL	10
<i>Nationella miljömål</i>	10
<i>Regionala miljömål</i>	10
<i>Lokala miljömål</i>	10
TIDIGARE UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	11
UNDERSÖKT FÖRORENING	13
BAKOMLIGGANDE ORSAK	13
<i>Vallkärrabäcken – avrinningsområde</i>	13
PAH – POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN.....	14
POTENTIELLA FÖRORENINGSKÄLLOR	18
SANKT HANS BACKAR – LAKVATTEN	18
DAGVATTEN	20
ASFALT.....	21
KOMPOST.....	22
VATTENMÄNGDER	22
PROVTAGNING HÖSTEN 2008	23
STRATEGI	23
<i>Passiva provtagare</i>	23
FÄLTUNDERSÖKNING.....	24
ANALYS	27
<i>Organiska föreningar</i>	27
<i>Metaller</i>	27
<i>Bekämpningsmedel</i>	28
<i>Näringsämnen</i>	28
RESULTAT OCH DISKUSSION	29
VATTENPROVTAGNING, PASSIVA PROVTAGARE.....	29
TRADITIONELL VATTENPROVTAGNING	31
<i>Organiska föreningar</i>	31
<i>Metaller</i>	32
<i>Bekämpningsmedel</i>	34
<i>Näringsämnen</i>	34
<i>Bedömd vattenkvalitet</i>	35
MARK- OCH SEDIMENTPROVTAGNING	35
<i>Organiska föreningar</i>	36
<i>Metaller</i>	39
<i>Bedömd mark- och sedimentkvalitet</i>	39
AVSLUTANDE DISKUSSION	40
ORSAKER TILL SKADOR PÅ FISK	40
<i>Arbetsordning vid liknande problem</i>	41

GENOMFÖRD UNDERSÖKNING.....	42
<i>Resultat</i>	42
<i>Lärdomar</i>	43
<i>Fortsatt arbete</i>	43
BILAGA 1	51
BILAGA 2	52
BILAGA 3	53

Inledning

Bakgrund

Elfiske genomfördes under 1999 och 2002 i Vallkärrabäcken. Vid båda provtagningstillfällena konstaterades i den södra förgreningen skelettdeformationer hos 11 % av årsungarna. För de äldre fiskarna var siffran 100 % år 1999 och 25 % år 2002. I den norra förgreningen kunde inga skador fastställas (Eklöv, 2008). Efter att missbildad fisk orsakat stor uppmärksamhet i media under 2007 startades våren 2008 en fiskhälsoundersökning där biomarkörer studerades. En negativ påverkan på fiskhälsa konstaterades och av de studerade biomarkörerna kunde bland annat en kraftigt förhöjd EROD-aktivitet noteras (Hansson, 2008). Tillsammans med de vattenkemiska analyserna gjordes bedömningen att polycykliska aromatiska kolväten (PAHer) var den ämnesgrupp som var intressant att inkludera i de fortsatta undersökningarna.

Sankt Hans backar är Lunds kommuns gamla deponi som var i drift under åren 1947-1967. Deponin är centralt belägen i den norra delen av Lunds stadskärna och utgör idag ett populärt friluftsområde (Melica, 2008d). Två bäckar genomkorsade förr det som idag utgör deponiområdet Sankt Hans backar. Dessa är numera kulverterade under deponin och leder bort dagvattnet från Norra Fäladen och Möllvången, uppskattningsvis en tredjedel av Lunds dagvatten (Melica, 2008d). Tillsammans bildar lak- och dagvatten den södra förgreningen av Vallkärrabäcken som i Vallkärra rinner samman med den norra förgreningen av bäcken, ut i Önnerupsbäcken och vidare till Höje å för att slutligen nå havet (Melica, 2008a). I en deponi bildas lakvatten då regn-, yt- och grundvatten kommer i kontakt med det deponerade avfallet. Lakvattensammansättningen beror på det deponerade materialet men även faktorer såsom temperatur och syretillgång spelar roll. Näringsämnen, salter och metaller, bland annat arsenik, zink, järn och mangan återfinns ofta i lakvattnet men andra tungmetaller och miljöstörande organiska ämnen kan också förekomma (Naturvårdsverket, 2008a). Liksom lakvatten kan dagvatten vara kraftigt förorenat. Ämnen som framförallt nämns som föroreningar i dagvatten är tungmetaller (bly, koppar, zink, kadmium, krom, nickel och kvicksilver), näringsämnen (kväve och fosfor), olja, partikulärt och löst material samt PAHer vilka kommer av slitage på däck och vägar, förbränning och läckage (Stockholms vatten AB, 2000).

Syfte

Syftet med examensarbetet är att undersöka förekomsten av PAHer i vattenflödena runt Sankt Hans backar samt att sammanställa och presentera resultaten från genomförda undersökningar. Genom en litteraturstudie kartläggs andra lokaler där skador på fisk eller påverkan på fiskhälsa tidigare konstaterats. Slutligen görs en kort sammanställning över förhållanden i det undersökta området och det presenteras förslag på hur det fortsatta arbetet ska fortlöpa.

Avgränsningar

I examensarbetet studeras PAHer och deras förekomst och spridning i området runt Sankt Hans backar. Effekter på människor och djur utreds ej. Inte heller halter av andra ämnen och deras eventuella påverkan utreds i någon större omfattning. Geografiskt studeras Sankt Hans backar och dess avrinningsområde, Vallkärrabäcken inkluderat. Vad som händer i ett större geografiskt område, det vill säga längre nedströms Vallkärrabäcken och dess utlopp utreds inte.

Målgrupp för rapporten

Arbetet görs på uppdrag av och i samarbete med Stefan Bydén, Melica, och riktar sig till ansvariga på Lunds renhållningsverk och beslutsfattare i kommunen. Examensarbetet riktar sig också till andra personer med naturvetenskaplig kompetens eller som på andra sätt är insatta i problematiken.

Styrande dokument

Ramdirektivet för vatten

Ramdirektivet för vatten (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område) trädde i kraft år 2000 och utgör en samlad lagstiftning om EU ländernas yt- och grundvatten. I bilaga X till direktivet presenteras förslag för minskning eller utfasning av 33 prioriterade ämnen eller ämnesgrupper. PAHer är en av grupperna för vilken utsläpp ska upphöra eller elimineras före 2021. För att uppnå god kemisk status för yt- och grundvatten måste åtgärder vidtas vid föroreningskällan. Särskilda strategier finns presenterade i direktivet avseende förorening av ytvatten. Syftet med direktivet är att länderna ska vidta åtgärder för att förhindra att vatten blir förorenat med enskilda ämnen eller grupper av förorenande ämnen som innebär en miljö- och/eller hälsorisk i vattenmiljön (Naturvårdsverket, 2005).

Miljömål

Nationella miljömål

I dagsläget uppfylls inte de nationella miljömålen "Giftfri miljö" och "Levande sjöar och vattendrag". I miljömålet "Giftfri miljö" anges att *"Miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden"*. Miljömålet omfattar även de ämnen som bildas oavsiktligt i samhället och inkluderar därmed PAHer (Miljömålsportalen, 2008a). I generationsperspektivet för miljömålet "Levande sjöar och vattendrag" anges att belastningen av näringsämnen och föroreningar inte får minska förutsättningarna för biologisk mångfald samt att fiskar och andra arter som lever i eller är direkt beroende av sjöar och vattendrag ska kunna fortleva i livskraftiga bestånd (Miljömålsportalen, 2008b). I Vallkärrabäcken är fisken negativt påverkad av föroreningar som förmodligen kontinuerligt tillförs vattnet och arbete krävs därför för att ovanstående punkter ska uppfyllas. De 15 miljömål som antogs av riksdagen 1999 kompletterades 2005 med miljömålet "Ett rikt växt- och djurliv". I miljömålet anges att *"Arternas livsmiljöer och ekosystem samt deras funktioner och processer skall värnas. Arter skall kunna fortleva i livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation"* (Miljömålsportalen, 2008c). Livsmiljön i Vallkärrabäcken strider mot samtliga miljömål som tagits upp här och de skador som observerats hos fisken utgör ett hot mot den biologiska mångfalden.

Regionala miljömål

Inget av Skånes regionala miljömål anses vara tillämpligt på aktuell problematik.

Lokala miljömål

Miljömålen antagna på lokal nivå finns samlade i *"LundaEko"*, Lunds program för ekologiskt hållbar utveckling (Lunds kommun, 2006). Programmet utgör ett Agenda 21-dokument och är framtaget av miljöutskottet i kommunstyrelsen. Måldelen utgår från de i riksdagen antagna miljömålen. Kommunens mål formuleras och åtgärder för måluppfyllelse presenteras. I strategidelen presenteras strategier för hur målen skall nås och i ansvarsdelen fördelas slutligen arbetet mellan kommunens nämnder och styrelser. I det 7:e målet anges att *"Senast till år 2012 ska efterbehandling av de fem högst prioriterade f.d. deponierna ha genomförts"* (Lunds kommun, 2006). 20 miljoner kronor har avsatts för undersökning och efterbehandling av Sankt Hans backar (Sydsvenskan, 2007). Kommunstyrelsen tillsammans med renhållningsstyrelsen och miljönämnden har ansvaret för att målet uppfylls (Lunds kommun, 2006).

Tidigare utförda undersökningar

Undersökningarna av Sankt Hans backar med omgivning startade på allvar under sommaren 2007. Sydsvenskan hade då funnit två ”bortglömda” fiskhälsoundersökningar vilket blev starten för långa artikelserier i tidningen och också anledningen till att pågående undersökningsarbetet tog fart på allvar. Under våren 2008 genomfördes ett flertal undersökningar och resultaten från dessa samt undersökningen från 2007 återfinns i följande fyra rapporter:

- *Bedömning av miljösituationen och förslag till åtgärder på St. Hans Backar i Lunds kommun* (Melica, 2007)
- *St. Hans Backar – provpumpning av gas* (Melica, 2008b)
- *Fiskhälsa i Vallkärrabäcken* (Melica, 2008c)
- *Åtgärdsförslag för fem äldre deponier i Lunds kommun* (Melica, 2008d)

I den första rapporten redovisas resultat från stickprov på dagvattnet i ledningen från Möllevången samt ett troligt lakvatten. Syresättning av vattnet föreslås för att fälla och sedimentera metaller samt minska mängden ammonium. Anläggande av en damm ses som ett bra åtgärdsalternativ, skisser för en sådan återfinns i rapporten. Gasundersökningen visar på en aktiv bildning av metangas och utökad provpumpning föreslås för att säkerställa gasmängder och utreda om uppsamling av gas kan motiveras ekonomiskt.

I den andra rapporten undersöktes gassäkerheten på Sankt Hans backar. Resultaten i rapporten anses inte ha någon betydelse för fiskhälsan utan har endast genomförts för att fastställa situationen ur säkerhetssynpunkt.

Den tredje rapporten beskriver undersökningen om eventuella skillnader i miljögiftsexponering i den norra och södra förgreningen av Vallkärrabäcken med hjälp av biomarkörer hos fisk. De biomarkörer som studerades var bland annat andelen röda och vita blodkroppar, hemoglobin och blodsocker samt närvaro av avgiftningsenzym i levern. En kraftigt förhöjd EROD-aktivitet konstaterades i den södra förgreningen liksom en skillnad i förhållandet mellan 2- och 4-ringade PAH:er vid jämförelse med resultaten från den norra förgreningen.

Rapporten ”Åtgärdsförslag för fem äldre deponier i Lunds kommun” (Melica, 2008d) presenterar ytligt åtgärdsförslag för de fem mest prioriterade deponierna i kommunen. En separering av lak- och dagvatten, förbättrad dagvattenrening samt behandling av lakvattnet föreslås. I skrivande stund ses de presenterade förslagen för Sankt Hans backar som ofärdiga förslag som kräver ytterligare arbete och analys. För mer detaljerad information om de olika undersökningarna se respektive rapport.

De undersökningar som genomfördes under 2007 och 2008 har föregåtts av undersökningar under 1990-talet och början av 2000-talet utförda av J&W Vatten och Miljö, J&W Energi och Miljö, Teknisk Geologi vid Lunds tekniska högskola (LTH) på uppdrag av Lunds Renhållningsverk samt Miljöförvaltningen i Lunds kommun. Undersökningarna listas nedan och finns alla diarieförda hos miljöförvaltningen i Lund under ärendenummer 2001.0921.

- *Hydrogeologisk inventering och riskklassning av avfallsupplag i Lunds kommun* (Lunds Renhållningsverk, 1993)
- *Miljöundersökning av äldre deponier i Lunds kommun* (J&W Vatten och Miljö, 1997)

- *Kontrollprogram äldre deponier i Lunds kommun. Utvärdering av kontrollmätningar 1998-2000 och förslag till åtgärder (J&W Energi och Miljö, 2001)*
- *Elfiskeundersökning i Vallkärrabäcken 2002 (Eklövs Fiske och Fiskevård, 2002)*
- *Kostnadsuppskattning av åtgärder vid äldre deponier i Lunds kommun (J&W Energi och Miljö, 2002)*
- *Nulägeskontroll av och förslag till åtgärder och kontrollprogram för äldre avfallsdeponier i Lunds kommun (Miljöförvaltningen Lunds kommun, 2006)*

Vid den hydrogeologiska inventeringen gjordes en riskklassificering enligt LeGrands system för 42 deponier i Lunds kommun, däribland Sankt Hans backar. De hydrogeologiska förutsättningarna liksom avfallsvolym, grundvattnets känslighet och föroreningarnas styrka utreddes. Avfallsvolymer uppskattades vara mycket stor, grundvattnets känslighet bedömdes vara låg och föroreningens styrka måttlig till hög. Sammanfattningsvis bedömdes ingen föroreningsrisk av grundvatten föreligga.

I rapporten *"Miljöundersökning av äldre deponier i Lunds kommun"* (J&W Vatten och Miljö, 1997) görs flera översiktliga undersökningar. En begränsad föroreningsspridning konstateras för metaller och näringsämnen och en fortsatt kontroll föreslås vid deponin då vissa risker för omgivningspåverkan bedöms föreligga.

I kontrollprogrammet för de äldre deponierna i Lunds kommun kontrollerades gasförekomsten samt drän- och dagvattnet. En ökad metangashalt konstaterades i några punkter jämfört med mätningarna 1996 och en explosion bedömdes under vissa omständigheter kunna inträffa. Mätningarna visade också på att föroreningsnivåerna i dagvattnet låg mellan jämförvärdet och nivån för förorenat ytvatten men bedömdes inte innebära att några akuta åtgärder behövde vidtas. Det konstaterades att lakvattnet spreds förhållandevis okontrollerat via drän- och dagvattensystem.

Vid elfiskeundersökningen 2002 konstaterades en hög andel fisk med skelettmissbildningar där stjärnfena och/eller bukfenor var deformerade. Missbildningarna bedöms kunna bero på exponering för metaller eller organiska miljögifter. I det förslag som läggs fram föreslås att vattenkemiska analyser ska genomföras för att kartlägga förekomsten av miljöfarliga ämnen samt årlig elfiskeundersökning.

I rapporten *"Kostnadsuppskattning av åtgärder vid äldre deponier i Lunds kommun"* (J&W Energi och Miljö, 2002) presenteras en kostnadsuppskattning för de åtgärder som föreslås. För Sankt Hans backar rekommenderas restriktioner i markanvändning, restriktioner för vattenuttag, avskärmning av deponin med hjälp av diken eller dräneringar, kontroll av läckage från deponin, kontroll av eventuell påverkan i närmaste ytvattendrag samt deponigasundersökning. För Sankt Hans backar landar kostnaden enligt beräkning på 3,6 miljoner kronor. I beräkningen har administrativa åtgärder, fysiska åtgärder, kompletterande undersökningar av engångskaraktär och oförutsedda kostnader inkluderats. Reservation görs för eventuella behov av insamling av gas samt åtgärder mot föroreningsspridning, åtgärder som innebär att totalkostnaden kraftigt stiger.

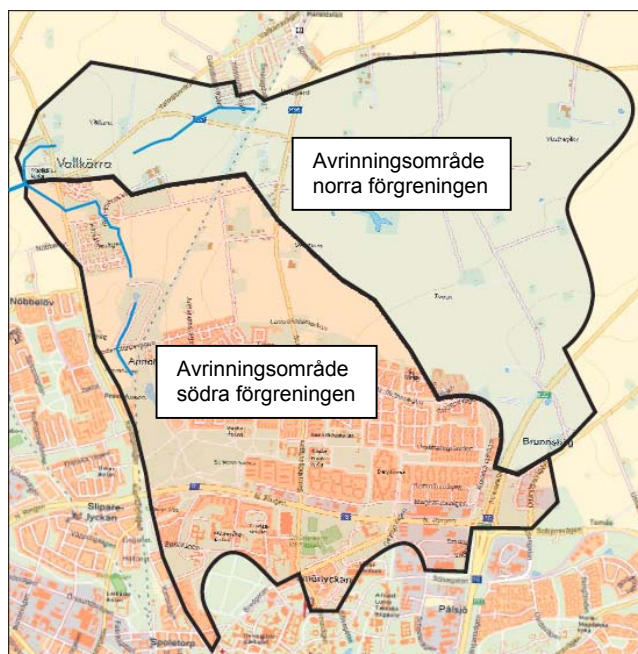
Rapporten gällande nuläget utreder de ingående deponiernas nulägestillstånd. Sankt Hans backar bedöms *"ha en förhållandevis bra lokalisering ur spridningssynpunkt"*. Föroreningsspridningen bedöms ske via dagvattenledningar till Vallkärrabäcken. En kontroll av dagvattenkvaliteten samt kontroll av ytvatten och sediment i Vallkärrabäcken föreslås två gånger årligen. Även kontroll av bottenfauna rekommenderas liksom upprättade av restriktioner i markanvändningen inom området samt upprättade av skötselplaner.

Undersökt förorening

Bakomliggande orsak

De missbildade fiskarna i Vallkärrabäckens södra förgrening var anledningen till att det nu pågående projektet startade våren 2008. Studier av biomarkörer bedömdes vara en bra början för att förhoppningsvis kunna ringa in vilka ämnen eller ämnesgrupper som var mest intressanta för fortsatta studier. Tidigare undersökningar av lakvatten visar på stora svårigheter förknippade med provtagning och analys (IVL, 2000; Linderoth, 2006). 22 biomarkörer undersöktes hos den fisk som placerades ut i burar. Av dessa kunde bland annat en kraftigt förhöjd EROD-aktivitet konstateras i den södra förgreningen samt i dammen, endast i Viskan hade en högre respons tidigare erhållits (Hansson, 2008). EROD (7-etoxyresurofin-0-deetylas) utgör en biomarkör för exponering. Genom att mäta aktiviteten för enzymet EROD i fisklever kan en förändring i aktiviteten av cytokrom P450 mätas. Cytokrom P450 är ett enzym som omvandlar endogena och exogena hydrofila organiska substanser (ex. dioxin, PAH, PCB) till mer hydrofila ämnen som därmed kan utsöndras via gallan (Hansson, 2007). Den förhöjda EROD-aktiviteten indikerade därför en exponering för organiska ämnen och vid kontroll av förhållandet mellan de 2- och 4-ringade PAHerna kunde en förskjutning åt flerringade PAHerna i den södra förgreningen konstateras. Genom att studera förhållandet mellan de olika PAHerna kan eventuell skillnad i ursprung kartläggas. PAHerna med 2-3 ringar brukar sägas ha petrologiskt ursprung medan de 4-5 ringade PAHerna kommer från pyrogena processer (Wik, 2008). Vid provtagning med passiva provtagare avseende organiska ämnen (PCB, PAH, DDT, dioxiner) under försommaren 2008 återfanns endast PAHerna över detektionsgräns. Den fortsatta undersökningen under hösten, denna undersökning, riktades därför huvudsakligen mot dessa.

Vallkärrabäcken – avrinningsområde



Vallkärrabäcken förgrenas i Vallkärra i två förgreningar, norra och södra. Den norra förgreningen avvattnar huvudsakligen jordbruksmark medan den södra förgreningen till stor del avvattnar bostadsområden men mottar också vatten från kommunens gamla deponi. Norra förgreningens avrinningsområde har beräknats vara 6,2 km² medan avrinningsområdet för den södra förgreningen beräknats vara 6,4 km². Vid beräkningen har hänsyn tagits till topografi, ingen hänsyn har tagits till dikning och dragning av dagvattenledningar (Melica 2008b). I Figur 1 illustreras avrinningsområdena för den norra respektive södra förgreningen.

Figur 1. Norra och södra förgreningarnas avrinningsområde baserat på topografiska förhållanden. Norra förgreningens avrinningsområde domineras av jordbruksmark medan den södra förgreningen mottar vatten från mer bebyggt område tillsammans med lakvatten från deponin samt vatten från asfaltupplaget och komposten. I Vallkärra rinner den norra och den södra förgreningen samman. Dammen, i vilken provtagning skett, har markerats på kartan liksom Sankt Hans backar. Figur 1 kan i och med detta användas för att placera in figur 7 i ett större geografiskt sammanhang. Bild: Melica, 2008b.

De två bäckar som tidigare genomkorsade det område där deponin Sankt Hans backar idag ligger finns utritade på flygbilden från 2006, Figur 2. Med hjälp av kartor och flygbilder har det fastställts att bäckarna kulverterades någon gång före 1910 och att kulvertarna byttes 1964. I de gamla bäckfårorna misstänks materialet bestå av grövre material och torvjord vilket ger goda spridningsförutsättningar för föroreningar från deponin (Melica, 2008b). I Figur 2 finns också dagvattenledningarnas sträckning inritade.



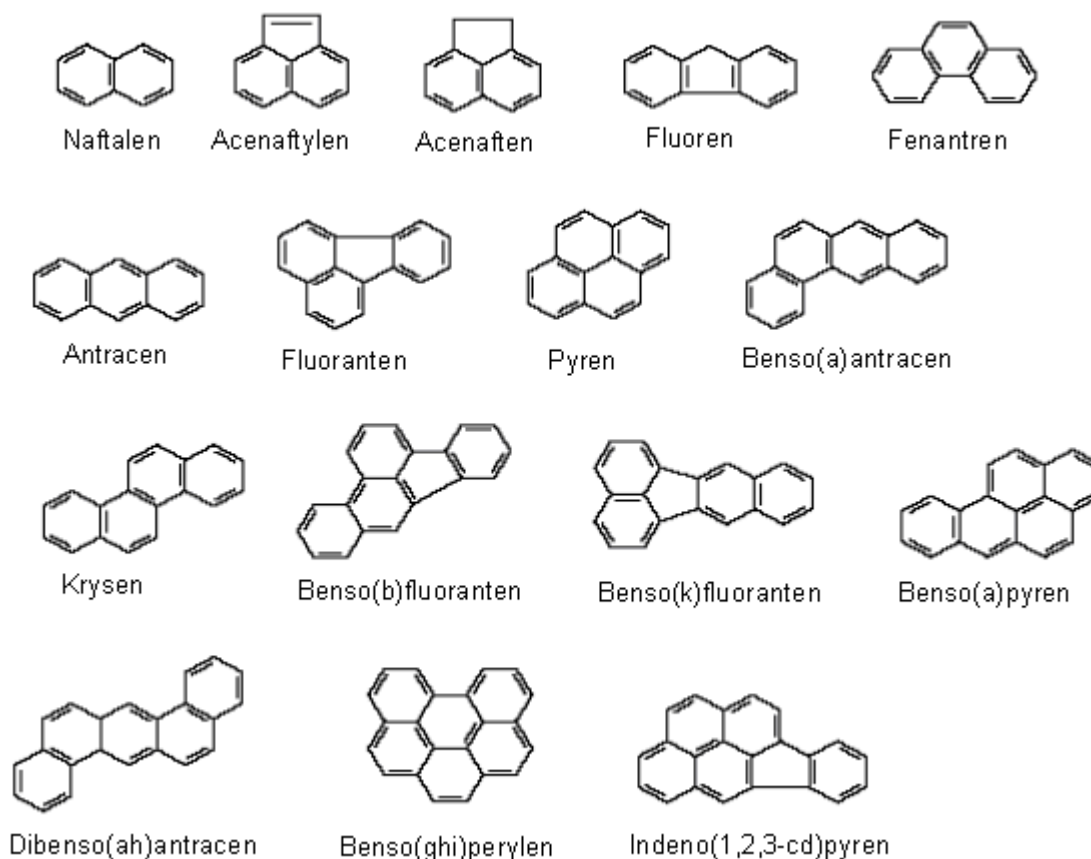
Figur 2. Sankt Hans backar 2006. De två bäckarna (blått) som tidigare genomkorsade området har lagts in i bilden. I rött illustreras dagvattenledningarnas sträckning. Dagvattenledningen österifrån avvattnar Norra Fäläden och den södra ledningen Mölllevången. Bild ursprungligen Melica, 2008b.

PAH – Polycykliska aromatiska kolväten

Polycykliska aromatiska kolväten (PAHer) är aromatiska kolväten uppbyggda av två eller fler sammansatta bensenringar (Alberts, 2003). Till gruppen PAHer hör över hundra olika ämnen som vanligtvis är sammansatta av enbart kol och väte. Antalet bensenringar varierar från två till sju, större molekyler existerar men anses inte vara av någon större betydelse i miljösammanhang (Naturvårdsverket, 2007a). Några PAHer innehåller förutom bensenringar även en fematomsring, se Figur 3. Ämnena förekommer normalt i komplexa blandningar och inte som rena ämnen (ATSDR, 1995).

På EU:s lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område återfinns sex ämnen som tillhör gruppen PAHer (Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001 EG, 2001). Även U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) har utarbetat en "priority list" där 16 av alla existerande PAHer finns listade. Dessa tros vara de mest skadliga för hälsa och miljö och de som ger upphov till skadliga effekter representativa för PAHer. I föreliggande rapport är det dessa 16 ämnen som närmare studeras. De 16 PAHerna delas sedan den 24 oktober 2008 in i tre grupper; PAH-L, PAH-M och PAH-H där molekylvikten styr i vilken grupp varje ämne placeras (Naturvårdsverket, 2008b).

- PAH-L – PAHer med låg molekylvikt som enligt tidigare klassificering tillhörde gruppen övriga PAH.
- PAH-M – PAHer med medelhög molekylvikt. Ingående ämnen klassificeras som cancerogena. I tidigare klassificering tillhörde ämnena övriga PAHer.
- PAH-H – PAHer med hög molekylvikt. Bortsett från benso(ghi)perylen klassades ämnena tidigare som cancerogena.



Figur 3. Strukturformler för de 16 PAHer som proverna analyserats för.

PAHer tillförs miljön genom naturliga och antropogena processer där de senare anses vara av störst betydelse. Bildning av ämnena sker vid förbränning av organiskt material vid för låg temperatur. Småskalig bostadsuppvärmning med ved, kol och olja beräknas i Sverige stå för 60 % av det totala tillskottet av PAHer. Fordonsavgaser och däckslitage bidrar enligt samma beräkning med cirka 30 % av tillskottet (Bostöm m fl., 2002). Punktutsläpp förekommer vid exempelvis spill, dumpning och läckage från processer och produkter innehållande PAHer (Bostöm m fl., 2002). Hur mycket PAHer som släpps ut vid förbränning beror på förbränningseffektiviteten; typ av bränsle, temperatur och syretillgång är viktiga parametrar där en hög effektivitet ger lägre utsläpp av PAHer. Som naturliga källor nämns skogsbränder och vulkanutbrott (Naturvårdsverket, 2007a).

PAHer återfinns i atmosfär, hydrosfär, biosfär och geosfär. Hur de sprids, omvandlas och deponeras beror på deras kemiska och fysikaliska egenskaper. Genom kännedom om deras molekylvikt, ångtryck, vatten- och fettlöslighet samt Henrys konstant kan antagande göras om deras spridning och fördelning i miljön. En sammanställning över de olika ämnens kemiska och fysikaliska egenskaper återfinns i Tabell 1.

Tabell 1. Kemiska och fysikaliska egenskaper för de 16 undersökta PAHerna. Antalet ringar användes för att jämföra PAHernas ursprung med hjälp av fingeravtryck. Mellan molekylvikt, ångtryck, vattenlöslighet, Henrys konstant och fettlöslighet finns ett visst samband. Generellt kan sägas att flyktigheten (ångtrycket) minskar med ökande molekylvikt samt att hög vattenlöslighet (S_w) för ett ämne ger en låg fettlöslighet (K_{ow}).

Ämne	Molekyl- formel	Antal ringar	Molekyl- vikt (g mol ⁻¹)	Ång- tryck (Pa)	S_w (mg l ⁻¹)	H (mol m ⁻³ atm)	log K_{ow}
naftalen	C ₁₀ H ₈	2	128,2	10,9 ^d	31 ^c	4,4E ^{-4c}	3,6 ^b
acenaftylen	C ₁₂ H ₈	2	152,2	-	16,1 ^c	1,45E ^{-3a}	4,07 ^a
acenaften	C ₁₂ H ₁₀	2	154,2	0,596 ^d	3,9 ^c	7,91E ^{-5a}	3,98 ^a
fluoren	C ₁₃ H ₁₀	2	166,2	0,0886 ^d	1,69 ^c	1,00E ^{-4a}	4,18 ^a
fenantren	C ₁₄ H ₁₀	3	178,2	0,018 ^d	1,15 ^c	2,56E ^{-5a}	4,45 ^a
antracen	C ₁₄ H ₁₀	3	178,2	7,5E ^{-4d}	4,3E ^{-2c}	1,77E ^{-5a}	4,45 ^a
fluoranten	C ₁₆ H ₁₀	3	202,3	0,254 ^d	0,26 ^c	6,50E ^{-6a}	4,90 ^a
pyren	C ₁₆ H ₁₀	4	202,3	8,86E ^{-4d}	0,135 ^c	1,14E ^{-5a}	4,88 ^a
benso(a)antracen	C ₁₈ H ₁₂	4	228,3	7,30E ^{-6d}	9,4E ^{-3c}	1,00E ^{-6a}	5,61 ^a
krysen	C ₁₈ H ₁₂	4	228,3	5,70E ^{-7d}	2,0E ^{-3c}	1,05E ^{-6a}	5,16 ^a
benso(b)fluoranten	C ₂₀ H ₁₂	5	252,3	-	1,5E ^{-3c}	9,01E ^{-3a}	5,20 ^a
benso(k)fluoranten	C ₂₀ H ₁₂	5	252,3	-	8,0E ^{-4c}	3,87E ^{-5a}	6,06 ^a
benso(a)pyren	C ₂₀ H ₁₂	5	252,3	8,40E ^{-7d}	1,6E ^{-3c}	4,90E ^{-7a}	6,06 ^a
benso(ghi)perylen	C ₂₂ H ₁₄	6	276,3	1,6E ^{-8d}	2,6E ^{-4c}	1,44E ^{-7a}	6,50 ^a
indeno(1,2,3-cd)pyren	C ₂₂ H ₁₄	6	276,3	-	1,9E ^{-4c}	6,95E ^{-8a}	6,58 ^a
dibenso(ah)antracen	C ₂₂ H ₁₄	5	278,35	3,7E ^{-10d}	2,5E ^{-3c}	7,30E ^{-8a}	6,84 ^a

^a ATSDR, 1995

^b Harrad, 2001

^c PhysProp, 2008

^d IVL, 2003

I Naturvårdsverkets tabell över generella riktvärden för förorenad mark delas de sexton PAHerna in i tre olika grupper (Naturvårdsverket, 2008b). Denna indelning samt riktvärdena ersätter värdena i tidigare rapporter (rapporterna 4638, 4639, 3889).

- PAH-L – naftalen, acenaften, acenaftylen
- PAH-M – fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren
- PAH-H – benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(ah)antracen, benso(ghi)perylen, indeno(1,2,3-cd)pyren

För att en kemikalie ska vara giftig för växter och djur krävs att den är biotillgänglig, det vill säga kan tas upp av växter och organismer. Hur stor fraktion av en förorening som är tillgänglig för upptag varierar mellan arter och organismer och beror på vilka upptagsvägar som är aktuella. För vattenlevande organismer sker exponering genom intag av föda samt upptag via gälarna (Naturvårdsverket, 2007a). PAHernas förmåga att påverka biologiskt liv beror på molekylens plana struktur som via Ah-receptorn kan påverka DNA (Naturvårdsverket, 2007a). PAHer har visat sig inducera EROD-aktiviteten i fisk (Hansson m fl., 2006) men kan också verka hormonstörande genom en interaktion med hormonreceptorerna (IVL, 2003). Genom additiv effekt kan PAHer ge upphov till toxicitet genom en mekanism som kallas narkos. Genom att ansamlas i cellmembran hos organismer startas mekanismen och PAHerna interagerar med cellulära proteiner och lipider (Van Wezel m fl., 1995). En effekt kan utlösas trots att alla ämnen understiger tröskelvärdet för effekt vilket beror på att ämnena ger upphov till samma toxiska effekt i samma organ genom samma mekanism (Borgert m fl., 2004).

De ovan upptagna parametrarna tillsammans med olika miljöfaktorer påverkar hur ämnena sprids, omvandlas och deponeras och därmed också vilken påverkan de får i miljön. I stort är lågviktsföreningarna flyktigare och mer vattenlösliga samt mindre fettlösliga då en jämförelse görs med de tyngre PAHerna. Vidare går transporten och omvandlingen snabbare för lågviktsföreningarna än för de övriga (Wild och Jones, 1995).

Vattenlösligheten för PAHer är generellt sett låg varför dessa ämnen inte återfinns fria i vattenmassan i någon större utsträckning utan bundna till suspenderat material eller i sediment. Det suspenderade materialet sedimenterar vilket begränsar PAHernas uppehållstid i vattenpelaren och ger upphov till en ackumulation av PAHer i bottensedimentet (Cranwell och Koul, 1989). Där ligger de sedan skyddade från de flesta nedbrytningsprocesser och kan finnas kvar under en lång tid. PAHer är i grund och botten stabila föreningar på grund av de aromatiska bindningarna som återfinns i molekylerna. Nedbrytning kan ske genom abiotisk oxidation (ex. OH⁻ eller O₃), fotolys, mikrobiella aktiviteter och genom metabolism i djur (Mackay och Callcott, 1998). Generellt har det visat sig att förmågan att motstå nedbrytning ökar med ökat antal bensenringar (Bosset och Bartha, 1986). Nedbrytning i miljön sker främst genom mikrobiella processer vilka styrs av tillgången på syre och näring. I vattenmiljön kan nedbrytning av PAHer även ske genom fotokemiska reaktioner men även direkt kemisk omvandling förekommer (Naturvårdsverket, 2007a). Stor inverkan på nedbrytningshastigheten bedöms bindningen av PAHer till det fasta materialet att ha. Bindningen påverkas av det organiska materialet samt PAHernas fettlöslighet (Wild och Jones, 1995).

Naturliga PAHer har funnits spridda i miljön sedan lång tid tillbaka. Detta har gjort att många organismer utvecklat system för att bryta ner dessa. Den antropogena tillförseln av PAHer har lett till ett ökat antal sorters PAHer. Organismer har i de flesta fall inte hunnit utveckla sin metabolism till de nya PAHerna varför de utgör ett större hot i miljön än de naturligt förekommande (Naturvårdsverket, 2007a).

Omvandlingsprocesser sker med varierande hastighet och halveringstid är ett mått på hur fort ett ämne omvandlas i miljön. Hastigheten varierar i olika medium men beror också på årstid, temperatur, strålning och mikrobiell aktivitet. Lågviktsföreningarna har generellt korta halveringstider; dagar i atmosfären, veckor i vatten och upp till ett år i sediment. De större PAHerna är mer persistenta och de med fem bensenringar eller mer bedöms ha halveringstider på upp till veckor i luften, månader i vatten och år i sediment (Mackay och Callcott, 1998).

I arbetet studeras förhållandena mellan de olika PAHerna i analyserade proverna för att se om källan till PAHer skiljer sig åt. För att studera förhållandet mellan de olika PAHerna har något vi kallar "fingeravtryck" utvecklats. I stapeldiagram redovisas sammansättningen av PAHer i varje provtagningspunkt vilket gör att eventuella förändringar i sammansättningen kunnat studeras. Det är viktigt att ha i åtanke att det inte enbart är en källa som ger upphov till detekterade ämnen varför det inte går att få fram ett entydigt svar.

Potentiella föroreningskällor

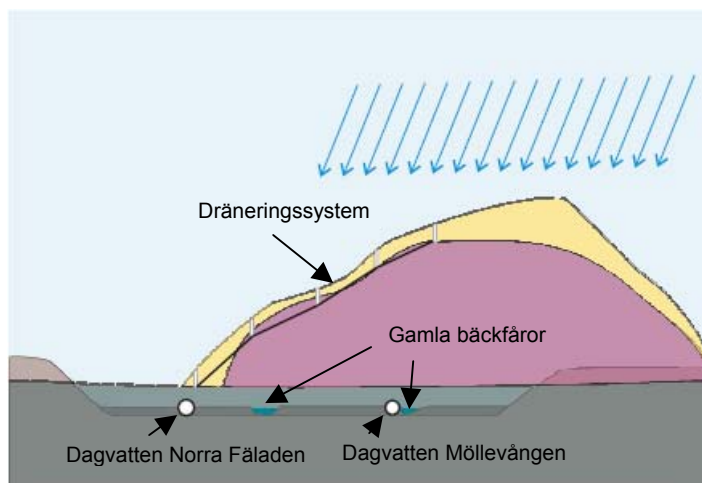
Nedan ges en kort information om lakvatten, dagvatten, asfalt och kompost; potentiella föroreningskällor som identifierats i området och som misstänks kunna påverka vattenkvaliteten i Vallkärrabäcken och därmed fiskhälsan. Vattenmängderna från de olika källorna har beräknats och redovisas på s. 22.

Sankt Hans backar – lakvatten

Som tidigare beskrivits är Sankt Hans backar med omgivning idag ett populärt friluftsområde i Lund. Området utgör Lunds kommuns gamla deponi som efter 20 års användande avslutades 1967, två år innan miljöskyddslagen trädde i kraft. Deponin ligger anlagd på gammal åkermark varför täckdikning med stor sannolikhet förekommer under (Wengström T, 2008). På 1970-talet slutfördes övertäckningen av deponin vilken består av lermorän (Melica, 2008d). Deponin är belägen centralt i den norra delen av Lunds stadskärna och i direkt anslutning till deponin återfinns bostadsbebyggelse och ett koloniområde. I närområdet återfinns också jordbruksmark, sjukhus, universitetsområde och vägar.

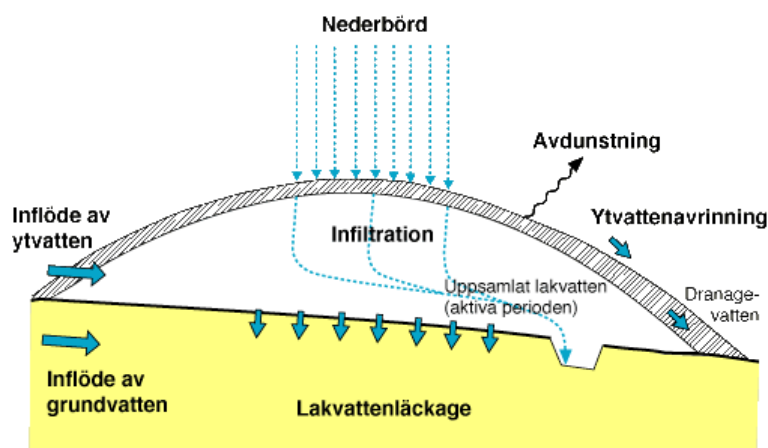
Två bäckar genomkorsade förr det som idag utgör deponiområdet. Dessa är numera kulverterade under deponin och leder bort dagvatten från Møllevången och Norra Fäladen (Melica, 2008d). Ytligt i deponin ligger ett dräneringssystem som samlar upp infiltrerande vatten innan det kommer i kontakt med det deponerade avfallet och bildar lakvatten, Figur 4. Det lakvatten som ändå bildas samlas upp i lakvattenledningar som återfinns i och under deponin. Vattnet är, vad man vet, inte anslutet till kommunens reningsverk och ingen rening sker heller på plats.

Lakvattnet avleds med stor sannolikhet i de två dagvattensträckningarna ”Møllevången” och ”Norra Fäladen” som löper genom samt direkt norr om deponin. Lakvattenspridning sker troligtvis också i de gamla bäckfårorna, täckdikningen samt i dräneringen under dagvattenledningarna (Melica, 2007). Bäckarnas tidigare sträckning finns åskådliggjorda i Figur 2 (s. 14). Det ytliga dräneringssystemet och dagvattenledningarnas sträckning åskådliggörs i Figur 7 (s. 26).



Figur 4. Schematisk bild över Sankt Hans backar. Dräneringssystemet ligger ytligt och är i vissa fall placerat i avfall. De gamla bäckfårorna återfinns under deponin liksom dagvattenledningen från Møllevången. Bild ursprungligen Melica, 2008b.

Bildning av lakvatten och gas brukar vara de problem som nämns när det gäller avslutade deponier. I aktuellt arbete är det lakvattenbildningen som bedöms kunna utgöra ett problem och därmed vara ett hot mot fiskhälsan. Lakvatten bildas då nederbördsvattnet infiltrerar i en deponi men också då det deponerade materialet komprimeras och vatten pressas ur. Bildning sker också då yt- och grundvatten kommer i kontakt med det



Figur 5. Lakvatten bildas då regn-, yt- och grundvatten kommer i kontakt med det deponerade materialet samt då det deponerade materialet komprimeras (Naturvårdsverket, 2008a). Bild Kemakta, 2008.

deponerade avfallet, se Figur 5. Mängder och spridningsmönster för vattnet beror på de hydrologiska förutsättningarna som råder på platsen (Naturvårdsverket, 2008a). Vilka ämnen som återfinns i vattnet beror bland annat på i vilken fas deponin befinner sig samt vad som deponerats. Närings- och syreförbrukande ämnen tillsammans med salter och metaller är de komponenter som framför allt nämns som beståndsdelar i lakvatten (Naturvårdsverket, 2008a). Då Sankt Hans backar utgör en äldre deponi råder osäkerheter om vad som deponerats och andra ämnen än de som tas upp ovan kan återfinnas i lakvattnet.

Det är orimligt att göra en kemisk analys på alla de ämnen som återfinns i lakvattnet på grund av bristande analysmetoder, höga kostnader och tidsåtgång. Exempel på detta finns från Leksands kommun. Sjön Molnbyggen är belägen i kommunen i ett delavrinningsområde till Dalälven. Uppstöms sjön återfinns Lindbodarna, en deponi som anlades i slutet av 1970-talet. Uppgifter saknas om vad som deponerats under 1981-1990. 1993 kom de första rapporterna om sårskador på fisk, Statens Veterinärmedicinska anstalt bedömde skadorna som normala. Sedan dess har förändringar på romsäckar och lever hos fiskarna samt hög frekvens av fensskador och sår rapporterats liksom reducerad halt av östradiol och testosteron (IVL, 1999). I rapporten "*Kemisk karaktärisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand*" (IVL, 1999) inkluderades många ämnen och ämnesgrupper. Normala koncentrationer för de analyserade ämnena konstaterades både i det undersökta lakvattnet och i sedimentet. För de analyserade ämnena var koncentrationerna låga, några avvikelser konstaterades men bedömdes inte vara beaktningsvärda. Efter en omfattande undersökning kunde inga resultat presenteras som pekade på att störningar på fisken i Molnbyggen skulle ha orsakats av lakvattnet från Lindbodarna. Att i stället, och som också inledningsvis gjorts vid Sankt Hans backar, använda sig av biologiska metoder är ofta mer effektivt och ses som den mest kostnadseffektiva åtgärden. Genom denna typ av studie kan det kontrolleras vad fisken faktiskt påverkas av, olika biomarkörer indikerar exponering och påverkan från olika ämnen. Vidare kan arter från flera trofinivåer undersökas då känsligheten för förorening varierar både inom och mellan arter (Naturvårdsverket, 1999).

Det finns för lakvatten inga fastställda allmänna metoder för lakvattenkaraktärisering. Det finns därmed inte heller några värden uppsatta när det gäller utsläppshalter från lakvatten till sötvattenrecipienter. I Bilaga 1 visas en sammanställning över halter som uppmätts vid tidigare lakvattenundersökningar (IVL, 2000).

Dagvatten

Det finns ingen strikt definition på vad som kan betecknas som dagvatten. I rapporten *"Dagvattenstrategi för Stockholms stad"* (Stockholms stad, 2002) definieras dagvatten på följande sätt:

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

Enligt MB 9 kap. 2§ är dagvatten inom detaljplanerat område avloppsvatten och utgör därmed en miljöfarlig verksamhet. I 11§ Förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd anges att:

"Det är förbjudet att i vattenområde släppa ut avloppsvatten från vattentoalett eller tätbebyggelse om avloppsvattnet inte har genomgått längre gående rening än slamavskiljning."

Detta gäller inte om *"det är uppenbart att sådant utsläpp kan göras utan risk för olägenhet för människors hälsa eller miljö"*.

På naturliga marker sker en infiltration av nederbördsvatten och en naturlig rening sker vid transport genom jordlagren innan vattnet når yt- och grundvatten. Genom exploatering har andelen naturliga marker minskat samtidigt som andelen hårdgjorda ytor ökat. I och med bebyggelse och asfaltering hindras vattnets naturliga väg. Ett väl fungerande dagvattensystem krävs därför för att förhindra vattensjuk mark i närheten av bostäder samt att gator och källare översvämmas. Det dagvatten som kommer från Norra Fäladen och Möllevången förs direkt ut till recipient, ingen rening genomförs. En viss andel av dagvattnet (okänt hur mycket) från Möllevången och Norra Fäladen går igenom den damm (i arbetet kallad dammen) som 1999 anlades norr om Sankt Hans backar. Vattnet förs sedan vidare till Vallkärrabäcken, genom Nöbbelövs mosse och når slutligen Höje å (Nitare, 2008).

En ständig tillförsel av föroreningar till en recipient påverkar på sikt den utsatta miljön. Dagvatten innehåller väsentliga mängder tungmetaller, näringsämnen, olja, partikulärt och löst material samt PAH (Stockholm vatten AB, 2000). De huvudsakliga lokala källorna för de olika ämnena varierar och tas upp nedan (Stockholm vatten AB, 2000, Stockholms stad, 2002).

- Hårdgjorda ytor – suspenderat material, PAH
- Halkbekämpningssand – suspenderat material
- Däck – PAH, kadmium, zink
- Kaross – nickel, kadmium, krom, zink
- Bromsbelägg – bly, kadmium, koppar, zink
- Balansvikter på däck - bly
- Förbränning – PAH, olja
- Avfallshantering – kvicksilver

Trafiken brukar nämnas som den enskilt största källan till de föroreningar som återfinns i dagvattnet, både som punktkälla och som diffus källa (Stockholm Vatten AB, 2005). Diffusa källor har sitt ursprung både inom kommunen och från andra städer och länder. Att komma till rätta med, och minska utsläppen från punktkällor är lättare än att åtgärda de

diffusa källorna. I Stockholm har en indelning av dagvatten i tre kategorier gjorts baserat på förekomsten av olika ämnen, se Tabell 2 för aktuella värden. Genom en klassificering av dagvatten kan vattenkvaliteten bedömas och åtgärder sättas in där behov föreligger (Stockholms vatten AB, 2000).

Tabell 2. Indelning av dagvatten i tre kategorier baserat på föroreningsmängd. Låga halter innebär normalt att ingen rening behövs. Vid måttliga halter bör rening vidtas och vid höga halter ska rening vidtas. Värden inom parantes indikerar osäkra gränser (Stockholms vatten AB, 2000).

Ämne (Totalhalt)	Enhet	Låga halter	Måttliga halter	Höga halter
SS	mg/l	<50	50-175	>175
Tot-N	mg/l	<1,25	1,25-5,0	>5,0
Tot-P	mg/l	(<0,1)	(0,1-0,2)	(>0,2)
Pb	µg/l	<3	3-15	>15
Cd	µg/l	<0,3	0,3-1,5	>1,5
Hg	µg/l	(<0,04)	(0,04-0,2)	(>0,2)
Cu	µg/l	<9	9-45	>45
Zn	µg/l	<60	60-300	>300
Ni	µg/l	<45	45-225	>225
Cr	µg/l	<15	15-75	>75
Olja	mg/l	<0,5	0,5-1,0	>1,0
PAH	µg/l	<1	1-2	>2

Dagvatten som bedöms innehålla låga halter av föroreningar behöver vanligtvis inte renas. Vid måttliga föroreningshalter bör någon form av rening tillämpas och då höga halter föroreningar återfinns i dagvattnet skall alltid reningsåtgärder vidtas. Ovanstående gäller generellt men hänsyn måste också alltid tas till den årliga belastningen samt speciella omständigheter (Stockholm vatten AB, 2000).

Asfalt

I direkt anslutning till Sankt Hans backar återfinns ett mellanlager för uppriven retur-asfalt från Lunds kommun. Enligt uppgift ska enbart bitumenbaserad asfalt lagras på platsen och miljöpåverkan bör därför vara obetydlig. Årligen sker krossning av den lagrade asfalten vilken sedan återanvänds. Både retur-asfalten och det krossade materialet återfinns som otäckta högar på området.

Miljöbalken trädde i kraft 1 januari 1999 och i och med ikraftträdandet infördes krav på resurshushållning, återvinning och minskad deponering. Vägverket har idag som mål att återvinna så mycket asfalt som möjligt för att uppfylla ovanstående krav och på så sätt bidra till en kretsloppsanpassad väghållning och därmed en hållbar utveckling (Vägverket, 2004a).

Asfalt består till 95 % av stenmaterial. Resterande mängd utgörs av bindmedel; bitumen eller stenkoltjära (IVL, 2003). Användningen av stenkoltjära som bindmedel upphörde 1973 efter en branschöverenskommelse på grund av tjärans höga innehåll av miljö- och hälsofarliga ämnen, bland annat höga halter PAH (Vägverket, 2004b). Enligt Avfallsförordningen (SFS 2001:1063) kan upprivna beläggningar innehållande stenkoltjära klassas som farligt avfall. Klassningen beror på materialets innehåll av cancerframkallande och andra miljöfarliga ämnen. Ett innehåll av 0,1 % cancerframkallande ämnen brukar nämnas som gräns för farligt avfall (Vägverket, 2004a). Naturvårdsverket har i dagsläget inte några fastslagna riktlinjer för användning av tjär-asfalt men jobbar med att ta fram kriterier för återvinning av avfall för anläggningsändamål. Ett förslag har varit ute på

remiss men organiska ämnen har inte varit i fokus i detta förslag. Organiska ämnen kan dock komma att inkluderas i det fortsatta arbetet med kriterier men några beslut har ännu inte fattats (Strauss, 2008). I väntan på riktlinjer från Naturvårdsverket har Vägverket utarbetat en egen vägledning ”*Hantering av tjärhaltiga beläggningar*” (Vägverket, 2004a) i vilken råd och rekommendationer för hantering av tjärhaltiga beläggningar presenteras.

Kompost

Vid asfaltupplaget återfinns också kommunens kompostanläggning. Huruvida upplaget kan utgöra ett hot mot vattenkvaliteten i Vallkärrabäcken var vid undersökningens start okänd och innehållet av bland annat PAHer och metaller undersöktes därför.

Vattenmängder

Dagvatten- och lakvattenmängder har beräknats för de olika delområdena för att få en uppfattning om hur mycket vatten som kommer från de olika områdena. Den totala mängden dag- och lakvatten samlas i Vallkärrabäcken och bidrar till föroreningsbelastningen. Nederbörds- och avdunstningsdata från SMHI har använts vid beräkning av totala vattenmängder. Lak- och dagvattenmängder finns uppskattade i rapporten ”*Bedömning av miljösituationen och förslag till åtgärder på St. Hans Backar i Lunds kommun*” (Melica, 2007). Kontrollberäkningar har utförts och uppskattade mängder bedöms stämma.

Dagvatten från Norra Fäladen, 120 ha	240 000 m ³ /år
Dagvatten från Möllevången, 70 ha	140 000 m ³ /år
Lakvatten från Sankt Hans backar, 20 ha	10 000 m ³ /år

Den huvudsakliga nettonederbörden samlas enligt bedömning upp i dagvattensystemet, en liten del infiltrerar i marken. Sannolikt rör det infiltrerade vattnet sig på ett sådant sätt att det tids nog når Vallkärrabäcken. Lakvattenmängden från Sankt Hans backar som anges i ovanstående rapport har bedömts, efter att ytvattenavrinningen skattats, vara 40 000 m³/år. För asfaltupplaget har mängden vatten som avrinner/infiltrerar beräknats vara 300 m³/år. För komposten beräknas denna mängd vara 1400 m³/år. Asfaltupplagets och kompostens yta varierar och därmed också bildad mängd lakvatten.

Beräkningar av bildad mängd lakvatten från deponin kan tyckas låg men beror på avfallsupplagets kraftiga lutning samt på det ytligt liggande ledningssystem som forslar bort vatten innan det kommit i kontakt med det deponerade avfallet.

Provtagning hösten 2008

Strategi

Den kraftigt förhöjda EROD-aktiviteten hos den utplacerade fisken tillsammans med resultaten från den passiva provtagningen under försommaren gjorde att den passiva provtagningen under hösten huvudsakligen riktades mot PAHer. Passiv provtagning liksom vatten-, sediment- och markprovtagning utfördes. Provtagning med passiva provtagare valdes eftersom provtagarna tar upp ämnen på samma sätt som en fisk, det vill säga den biotillgängliga fraktionen i vattnet undersöks (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006). Traditionell vattenprovtagning genomfördes som ett komplement till provtagningen med passiva provtagare då en viss risk för förlust av provtagarna förelåg. De passiva provtagarna gav dessutom enbart PAH-halter och traditionell vattenprovtagning användes för att analysera ett flertal andra ämnen och metaller. Ett fåtal sedimentprover togs då en ackumulation av PAHer i sediment kunde misstänkas på grund av deras kemiska och fysikaliska egenskaper. Valet av analyserade ämnen gjordes baserat på resultaten från tidigare undersökningar; både fiskhälsoundersökning och vattenkemisk provtagning, misstänkta föroreningskällor i området samt till viss del baserat på den lista som finns presenterad för prioriterade ämnen i dagvatten. Antalet provpunkter och analyserade ämnen har begränsats för att hålla analyskostnaderna inom rimliga gränser. Nedan ges en kort information om passiva provtagare då det inte är en allmänt känd provtagningsteknik.

Passiva provtagare

Passiva provtagare kan användas för att mäta förekomsten av miljögifter i bland annat vatten. Olika typer av provtagare finns och provtagning kan ske på fett- och vattenlösliga ämnen samt metaller. I provtagaren för organiska ämnen finns ett membran bestående av en lipid som löser hydrofoba ämnen (ALS Scandinavia AB, 2008a). Membranet är utvecklat för att likna cellerna hos djur och passiva provtagare kan därför sägas vara en artificiell fisk (USGS, 2008). Genom kännedom om provtagningsperiodens längd, varje enskilt ämnes upptagningshastighet i membranet samt temperaturen i vattnet kan en genomsnittlig koncentration för mätperioden räknas ut. Organiska ämnen diffunderar vid provtagning in och ackumuleras i lipiden. I Figur 6 visas utseendet på de använda provtagarna samt membranet.



Figur 6. PS Organic, den typ av passiva provtagare som användes vid provtagningen hösten 2008. Bild: ALS Scandinavia AB, 2008b.

En månads tid brukar anges som lämplig provtagningsperiod då det på grund av provtagarens höga kapacitet dröjer innan jämvikt uppnås mellan membranet och det omgivande vattnet och lipiden kan ses som mättad (ALS Scandinavia AB, 2008a). Fördelen med passiv provtagning är att ämnen i låga koncentrationer kan detekteras. Detta är viktigt då även dessa ämnen kan utgöra ett problem i miljön, exempelvis genom biokoncentration. Passiva provtagare visar dessutom den biotillgängliga fraktionen, det vill säga det som en organism kan komma att påverkas av genom upptag. Med provtagningstekniken undviks också att provtagning sker enbart vid utsläppsmaxima eller utsläppsminima vilket är en risk vid traditionell vattenprovtagning.

Fältundersökning

Under försommaren undersöktes förekomsten av organiska ämnen med passiva provtagare. På grund av låga vattenflöden kom undersökningen att ses som en förprovtagning. Av de utsatta provtagarna skickades tre iväg för analys. Förekomst av PAH, PCB, DDT och dioxin analyserades men endast PAHer återfanns i detekterbara halter och den fortsatta undersökningen under hösten riktades därför huvudsakligen mot denna ämnesgrupp (Wengström, 2008). Syftet med provtagningarna som genomfördes under hösten var huvudsakligen att kartlägga förekomsten av PAHer i lak- och dagvattenflödena, de vatten som senare når Vallkärrabäcken. Ett flertal andra ämnen valdes också ut för att komplettera PAH-undersökningen samt tidigare genomförda undersökningar. Passiva provtagare placerades vid de lokaler i deponins närområde där det bedömdes vara möjligt; Norra Fälleden upp- och nedströms, Möllevången uppströms, Fredentorp och Axelgård. Kunskap från tidigare provtagning utgjorde grunden för platsval vid utsättning av de passiva provtagarna under hösten 2008. Ett flertal begränsningar styrde provtagningen och hänsyn togs till följande parametrar:

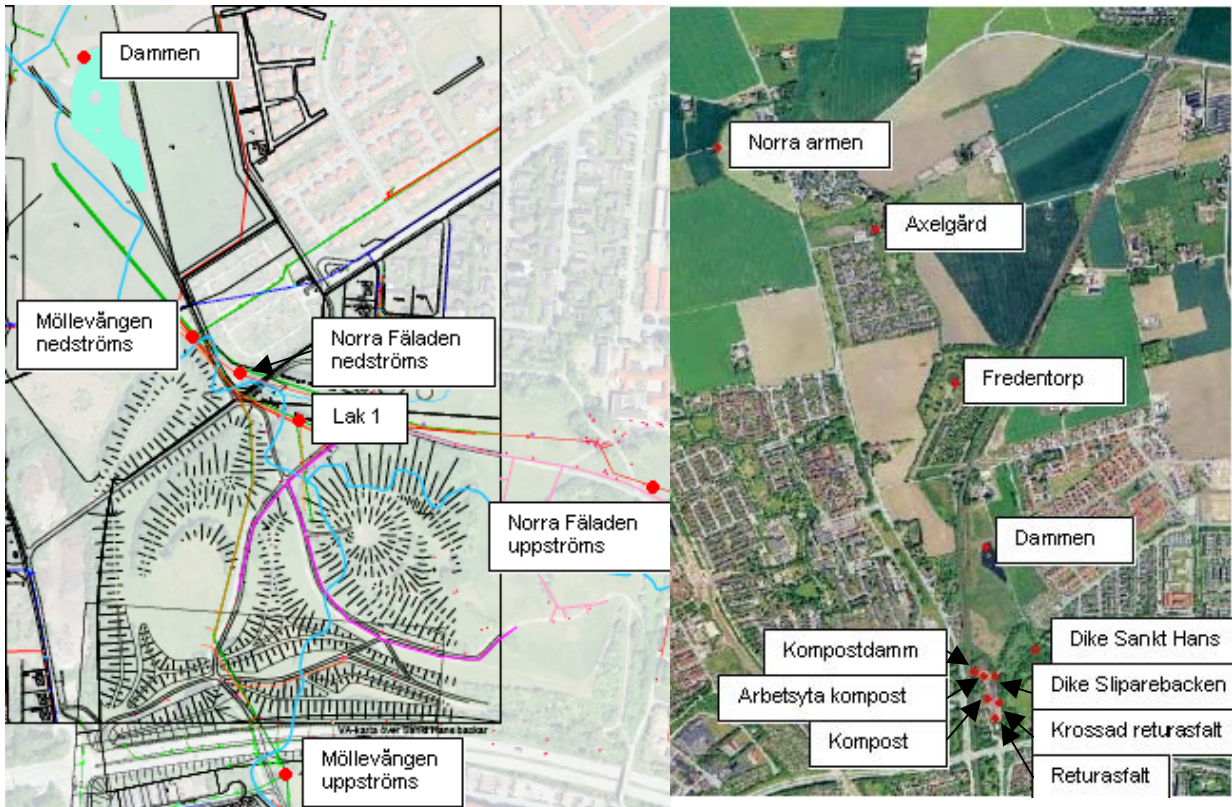
- Förekomst av flödande vatten – i vissa brunnar var flödet alltför lågt för att garantera en kontinuerlig strömning under hela provtagningstiden.
- Järnhalt – höga järnhalter försämrar/hindrar upptag i membranet och var ett problem i några brunnar.
- Påväxt – påväxt försämrar/hindrar upptag i membranet och var ett problem i dammen
- Särskiljning av dagvatten och lakvatten – i dagvattenledningarna önskades provtagning av dagvatten separat innan inblandning av lakvatten.

Traditionell vattenprovtagning genomfördes som en ”back-up” vid samtliga lokaler där passiv provtagning genomfördes i de fall provtagarna av någon anledning skulle försvinna. Provtagning genomfördes dessutom på ytterligare sex lokaler, där det bedömdes att passiva provtagare av någon anledning inte kunde användas. Mark- och sedimentprovtagning genomfördes på returasfalt och kompost, två upplag som bedömdes kunna bidra med föroreningar. I diket, både provpunkt Sliparebacken och Sankt Hans, genomfördes provtagning eftersom ett stickprov från en tidigare undersökning visat på höga halter för de sex analyserade PAHerna (Nitare, 2008). Sedimentprov togs också i dammen, en av de platser där fisk placerades ut och där en försämrad fiskhälsa konstaterades. Även i dammen på Fredentorps begravningsplats togs sedimentprov då detta bedöms vara den lokal där allt vatten, både dag- och lakvatten samt vatten från asfaltupplaget och komposten, passerar (Wengström, 2008).

I Tabell 3 på nästa sida återfinns ett provtagningsschema för provtagningarna som genomförts under hösten samt en beskrivning på lokalernas placering i det undersökta området.

Tabell 3. Provtagningschema för provtagningarna som genomförts under hösten 2008 samt en kort förklaring om de olika provtagningslokalernas placering i förhållande till varandra i det undersökta området.

Prov	Placering i området	Vatten		Jord		Sediment
		Passiv provtagning	Vattenprov 2008-08-25	2008-09-24	Samlingsprov (8 punkter)	Stickprov
Returasfalt	Väster om deponin.					X
Krossad returasfalt	Väster om deponin.				X	
Kompost färdig	Väster om deponin.				X	
Kompostyta	Väster om deponin.				X	
Kompostdamm	Belägen nordväst om kompostupplaget. Mottar troligtvis endast vatten från komposten.		X			
Dike Sliparebacken	Beläget mellan asfaltupplaget och komposten och mottar vatten därifrån. Inget dagvatten tillförs diket.		X		X	
Dike Sankt Hans	Samma dike som ovanstående men beläget längre bort från asfaltupplaget och komposten men närmare deponin.					X
Lak 1	Ledning på deponiområdet som sannolikt leder lakvatten.			X		X
Norra Fäladen uppströms	Uppströms deponin, sannolikt endast dagvatten från Norra Fäladen.	X		X		
Norra Fäladen nedströms	Nedströms deponin. Dagvatten samt troligen också viss mängd lakvatten.	X		X		
Möllevången uppströms	Uppströms deponin. Sannolikt endast dagvatten från Möllevången.	X		X		
Möllevången nedströms	Nedströms deponin. Dagvatten och lakvatten.			X		
Dammen	Nedströms deponin. En viss del av dagvattnet från Norra Fäladen och Möllevången leds in i dammen som också misstänks motta en del lakvatten och vatten från asfaltupplag och kompost.			X		X
Fredentorp	Nedströms deponin och dammen. Första provpunkt där sannolikt allt vatten, dag- och lakvatten samt	X		X		X
Axelgård	vatten från asfaltupplag och kompost provtas. Nedströms deponin, dammen och Fredentorp. Den provpunkt i södra förgreningen som ligger längst ifrån de potentiella föroreningskällor som identifierats.	X	X	X		
Norra förgreningen	Referenslokal. Ska inte påverkas av dag- eller lakvatten och inte heller av vatten från kompost och asfaltupplag.			X		



Figur 7. Vid fem provpunkter; Norra Fälåden uppströms, Norra Fälåden nedströms, Möllevången uppströms, Fredentorp och Axelgård, genomfördes passiv provtagning. I provpunkterna för passiv provtagning genomfördes också traditionell provtagning liksom i dike Sliparebacken, kompostdamm, Möllevången nedströms, dammen och norra förgreningen. Mark- och sedimentprovtagning genomfördes i kompost, arbetsyta kompost, returafalt, krossad returafalt, dike Sliparebacken, dike Sankt Hans, Dammen och Fredentorp. I den vänstra bilden visas i blått bäckarnas tidigare flödesväg samt dammen som anlades 1999. Det ytliga ledningssystemet återfinns på Sankt Hans-området som svarta streck. Dagvattenledningen från Norra Fälåden är röd och ledningen från Möllevången är grön. Bilder ursprungligen Bydén (2008).

Vid utplacering av de passiva provtagarna togs också vattenprover vid tre lokaler; Axelgård, kompostdammen och dike Sliparebacken. Prover togs också på asfaltupplaget och den färdiga komposten. Då de passiva provtagarna togs upp efter ungefär en månad i vatten togs också vattenprover vid samtliga lokaler samt ytterligare fyra lokaler. Vidare togs två markprov, tre sedimentprov och prov på den krossade returafalten.

Vid provtagning av vatten i dagvattenledningarna användes en spann kopplad till ett snöre för att nå ner till vattnet. Vattnet överfördes till erhållna provtagningsbehållare (2*250 ml, 2*1000 ml), glas för de organiska ämnena och plast för allmänparametrar och metaller. I bäcken togs proverna för hand uppströms det av provtagaren påverkade området och i mitten av vattenflödet. Behållaren sänktes ner under vattenytan och fylldes innan korken skruvades på. Vattenprovet från kompostdammen togs från vattenbrynet, proverna från dammen och Fredentorp i de centrala delarna. Proverna i dagvattenledningarna togs liksom på Fredentorp och i Axelgård på flödande vatten. I kompostdammen var vattnet stillastående och i dike Sliparebacken kunde endast ett mycket lågt flöde konstateras. Vid mark- och sedimentprovtagningen togs i vissa fall stickprov, i andra fall samlingsprov. Stickprov togs på returafalten samt i diket vid Sankt Hans backar. Samlingsprov togs på den krossade returafalten, färdig kompost, arbetsytan vid komposten och dike Sliparebacken samt bottensedimentet i Lak 1, dammen och Fredentorp. Vid samlingsprov togs åtta små prover från något olika platser för att därefter blandas och komma att utgöra ett prov som förhoppningsvis representerar det totala innehållet.

Nederbörds mängden under tiden före och under provtagningen är av intresse för att bedöma om flödesmängden kan antas vara liten eller stor. Information om nederbörden ger också information om eventuellt något "first flush" kan ha provtagits. Två dagar innan provtagningen i augusti föll 36 mm regn. Uppkomsten av en "first flush" bör i detta fall ses som ett rimligt antagande. Det kan vidare antas att den förhöjning av föroreningar som konstateras i samband med "first flush" passerat och att ett renare vatten provtagits. Under den tid de passiva provtagarna var utsatta föll enligt SMHI (2008) drygt 30 mm regn. Tiden före provtagningen i september var torr.

Analys

Selected stormwater priority pollutants (SSPP) är ämnen som pekats ut och bör ingå i utredningar om kemiska risker som uppkommer på grund av olika aktiviteter (Eriksson m fl., 2007). 25 ämnen finns inkluderade, åtta av dessa återfinns också i Ramdirektivet för vatten. I föreliggande arbete har ett urval av ämnena som återfinns på listan över SSPP analyserats. Ett flertal andra ämnen inkluderades också i undersökningen för att ta hänsyn till aktuellt område och aktiviteter i närområdet. Förekomsten av ett antal organiska föreningar analyserades eftersom fiskhälsoundersökningen visade på en påverkan från denna ämnesgrupp. Flera metaller analyserades också i undersökningen då metaller är kända för att kunna orsaka skador på fisk samt för att följa upp tidigare metallanalyser som gjorts.

Organiska föreningar

De organiska föreningar som analyserades var PAH, PCB, MtBe (metyl-tert-butyleter), alifater och oljeindex. Tre PAHer (benso(a)pyren, naftalen, pyren) finns liksom MtBe och 2,4,4'-triklorbifenyl (PCB) inkluderade i listan över SSPP. Då undersökningarna under hösten inriktades mot PAHer utökades provtagningen av denna ämnesgrupp och kom att inkludera de 16 PAHer som vanligtvis analyseras i vatten. MtBe är en relativt ny tillsats i bensin och bör inte finnas i deponin och därmed inte heller i lakvattnet. Eventuell förekomst av ämnet indikerar dagvattnen som föroreningskälla. I mark- och sedimentproverna analyserades PCB och undersökningen utökades och inkluderade sju olika ämnen från denna grupp (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 119, PCB 138, PCB 153, PCB 180). Förekomst av alifater analyserades i samtliga mark- och sedimentprov då proverna vid okulärbesiktning och från luktintryck bedömdes kunna innehålla dessa föreningar. Resultaten från försommaren visade inga detekterbara halter av PCB varför inte ämnesgruppen inkluderades i den passiva provtagningen eller den traditionella provtagningen under hösten.

I vissa fall har provtagning i vatten endast genomförts med hjälp av traditionell vattenprovtagning, i andra fall i kombination med passiv provtagning (PAH). PAHer redovisas som enskilda ämnen (PAH-16) samt som summan av PAH-L, PAH-M och PAH-H. PCB analyserades i den krossade returafalten, dike Sliparebacken, dike Sankt Hans samt i dammen och Fredentorp, inga vattenanalyser genomfördes. Förekomst av MtBe analyserades enbart i fyra vattenprov; Lak 1, dammen, Axelgård och Norra förgreningen. Alifater samt oljeindex har analyserats i samtliga vatten-, mark- och sedimentprov.

Metaller

Samtliga vattenprov analyserades med avseende på metallerna arsenik (As), kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) samt katalysatormetallerna palladium (Pd), platina (Pt) och rhodium (Rh). Arsenik analyserades på grund av närheten till deponin och eventuell förekomst av lakvatten i systemet då As är en vanlig metall i lakvatten. Även palladium och rhodium inkluderades för att ge en fullständig bild över förekomsten av katalysatormetaller. Även i komposten analyserades

ett flertal metaller; arsenik, barium (Ba), beryllium (Be), kadmium, kobolt (Co), krom, koppar, järn (Fe), litium (Li), mangan (Mn), molybden (Mb), nickel, bly, strontium (Sr), vanadin (V), zink och kvicksilver (Hg). Urvalet av metaller baserades på en tidigare genomförd undersökning av metallhalter i koloniområdet i anslutning till Sankt Hans backar (Wengström, 2008).

Bekämpningsmedel

Kemiska bekämpningsmedel används inom både jordbruk och växthusodling och ansågs därför utgöra ett eventuellt hot mot vattenkvaliteten i Vallkärrabäcken. Valet av bekämpningsmedel stämmer inte överens med de fåtal som presenteras som SSPP. Urvalet av ämnen baseras i stället på Naturvårdsverkets rapport 4915 och återfinns som ett analyspaket hos ALS Scandinavia AB (2008c). Förekomsten av bekämpningsmedel analyserades i Lak 1, dammen, Axelgård och norra förgreningen. Se Bilaga 2 för analyserade ämnen.

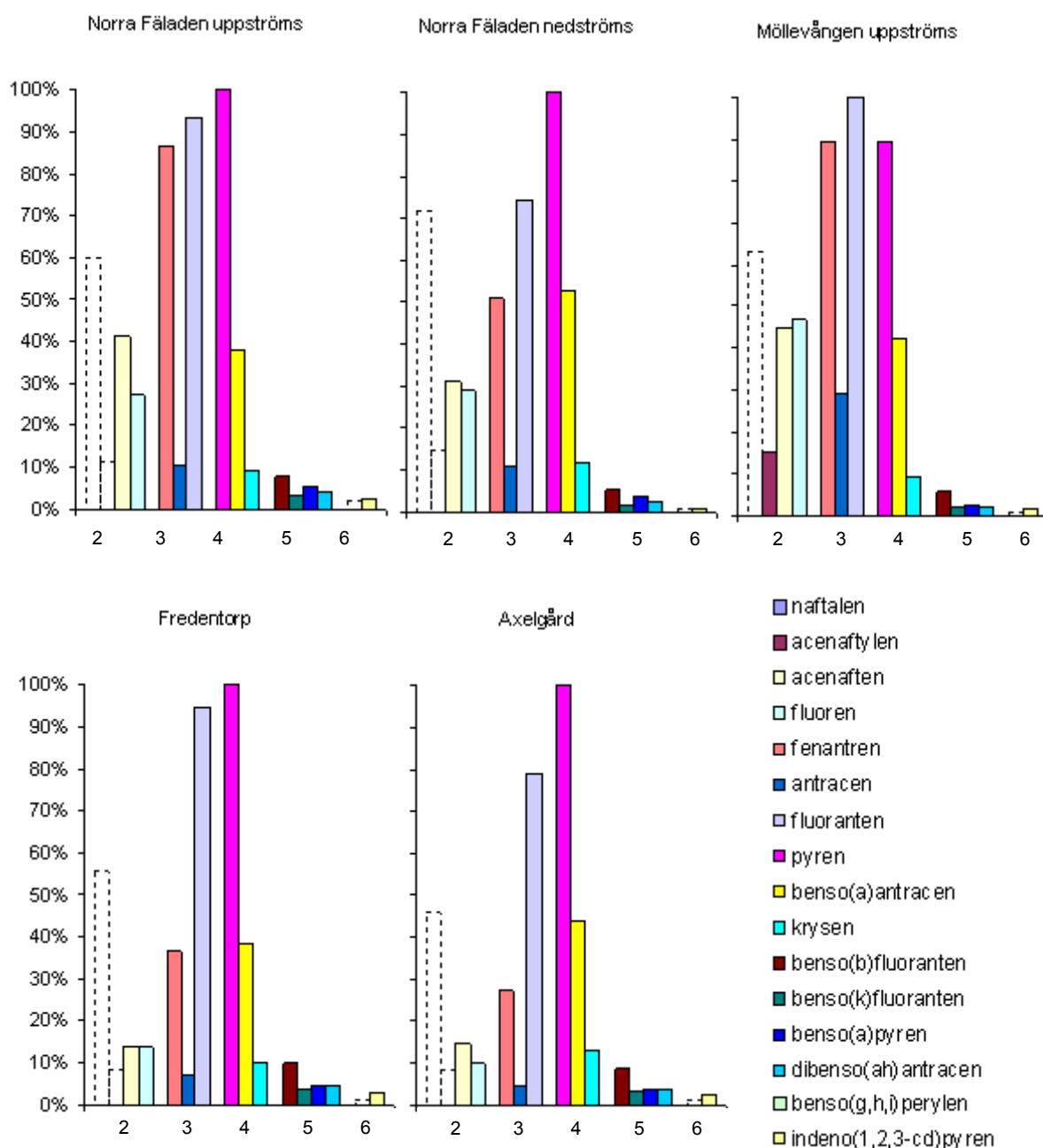
Näringsämnen

N- och P-tot analyserades i samtliga vattenprover. Kväve och fosfor finns med i listan över SSPP.

Resultat och diskussion

Vattenprovtagning, passiva provtagare

Vattenprovtagning med passiva provtagare genomfördes på fem olika lokaler under hösten 2008. Vid upptagning kunde en beläggning konstateras på provtagarna i Norra Fäladen nedströms, Fredentorp och Axelgård. Efter kontakt med laboratoriet bedömdes dock inte beläggningen påverka upptaget av PAHer (Peinerud, 2008). Vid samtliga provtagningslokaler detekterades flera av de undersökta PAHerna i låga halter. Fingeravtryck skapades för varje provtagningslokal och en jämförelse gjordes mellan lokalerna för att utreda eventuella likheter och skillnader i sammansättningen. Fingeravtrycken för samtliga lokaler återfinns i Figur 8.



Figur 8. Fingeravtryck som erhållits från den passiva provtagningen. På x-axeln anges antalet bensenringar hos de olika PAH-erna. Streckade staplar indikerar att ämnet inte återfunnits över detektionsgräns. Stapels höjd indikerar detektionsgränsen. Sammansättningen av PAHer mellan de olika provtagningslokalerna är lika vilket innebär att undersökta PAHer har samma källa.

Fingeravtrycken för Norra Fäladen upp- och nedströms deponin är lika. Möllevången uppströms deponin liksom Fredentorp och Axelgård bedöms ha liknande ursprung som Norra Fäladen. Halterna av detekterade PAHer varierar lite mellan de olika lokalerna men inga större skillnader kan konstateras.

Förslag till miljö kvalitetsnormer (Environmental Quality Standards, EQS) för Vattendirektivets prioriterade ämnen har arbetats fram och är gemensamma för hela EU (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006). EQS definieras i Sverige som rättsligt bindande gränser för tillståndet i miljön som inte får överskridas, eller som skall uppnås efter ett visst datum (Naturvårdsverket, 2007b). Gränsvärdena är framtagna genom effektstudier (Naturvårdsverket, 2007c). Huruvida uppmätta värden med passiva provtagare kan jämföras med EQS är inte säkerställt (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006). I Tabell 4 redovisas de EQS som finns för PAHer liksom de halter som uppmättes vid den passiva provtagningen. Värt att notera i tabellen är att de uppmätta värdena ligger 50 gånger, eller mer, under uppsatta EQS. Skillnaden mellan de fem lokalerna är mycket små och några slutsatser om ursprung och tillförsel kan inte dras. Det kan dock konstateras att PAHer förekommer i vattenflödena runt Sankt Hans backar men att halterna är mycket låga. De 5- och 6-ringade PAHerna återfinns endast i mycket låga koncentrationer i vattnet vilket kan förklaras med deras värde på K_{ow} som visar på en låg löslighet i vatten. I tabellen återfinns också medel- och maxvärden som redovisas i rapporten "Miljögifter i ytvatten" (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006) där förekomsten av miljögifter, bland annat PAHer, i västsvenska ytvatten kartläggs. Även dessa värden ligger långt under EQS. Med västsvenskt ytvatten avses vattendrag tillhörande Västerhavets vattendistrikt (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006). De uppmätta koncentrationerna i vattenflödena runt Sankt Hans backar är också låga då en jämförelse görs med det kanadensiska vattenkvalitetskriteriet, Tabell 5.

Tabell 4. EQS samt halter av PAH som uppmättes vid de fem provtagningslokalerna i vattenflödena runt Sankt Hans backar. Resultaten visar uppmätta halter långt under EQS. Värdena för ytvatten, medel och max, visar på värden som uppmätts vid passiv provtagning i västsvenska ytvatten. Även dessa värden är låga i förhållande till EQS (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006). Samtliga värden är presenterade i ng/l.

Ämne	EQS	Mölle- vången uppströms	Norra Fäladen uppströms	Norra Fäladen nedströms	Freden- torp	Axel- gård	Yt- vatten (medel)	Yt- vatten (max)
Σ PAH 16	-	9,13	6,45	4,13	6,12	5,98	3,39	8,91
naftalen	100	<1,2	<0,90	0,79	<1,0	<0,87	1,15	2,2
antracen	100	0,55	0,16	0,12	0,13	0,09	0,08	0,34
fluoranten	100	1,9	1,4	0,82	1,7	1,5	0,44	1,7
benso(a)pyren	50	0,05	0,08	0,04	0,08	0,07	0,03	0,081
Σ (b(ghi)p+i(1,2,3-cd)p) ^a	20	0,03 ^c	0,04 ^c	0,01 ^c	0,05 ^c	0,05 ^c	0,01	0,086
Σ (b(b)f+b(k)f) ^b	30	0,15	0,17	0,08	0,25	0,23	0,06	0,214

^a Summa av benso(ghi)perylen och indeno(1,2,3-cd)pyren

^b Summan av benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten

^c Benso(ghi)perylen under detektionsgräns

I Tabell 5 redovisas kanadensiska värden för ytvattenkvalitet. Värdena är satta för att skydda allt akvatiskt liv och är baserade på toxicitetstester. För de flerringade PAHerna är värdena lågt satta medan kriterierna för de 2-ringade, mer spridningsbenägna PAHerna, är klart högre satta (Golder Associates, 2002). Även de kanadensiska värdena ligger högre än de värden som uppmättes vid provtagningen i vattenflödena runt Sankt Hans backar.

Flera av de 16 PAHerna som undersökts detekterades med provtagningsmetoden vilket tyder på att det finns en viss mängd PAHer biotillgängliga. De uppmätta halterna ligger dock långt under de EQS som idag finns framtagna och det råder inga problem att nå upp till vattenkvalitetskraven när det gäller PAHer. Det kan spekuleras i huruvida det är halterna i vattnet som är låga eller EQS som är höga. De olika PAHerna har olika storlek och egenskaper. I membranet absorberas därför olika mängd av de olika ämnena. Laboratoriet räknar om de uppmätta totalhalterna till ng/l och hänsyn tas till de olika ämnenas egenskaper. Fingeravtrycken är omräknade i ng/l och bör därför visa den ”korrekta” sammansättningen av ämnen i vattnet. Om de framtagna EQS bygger på totalhalter i vatten, det vill säga även det som är bundet till partiklar, undervärderas resultaten vid mätning med passiva provtagare då endast den biotillgängliga fraktionen mäts. Detta kan vara en av anledningarna till de låga halter som uppmätts (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2006).

Traditionell vattenprovtagning

Traditionell vattenprovtagning genomfördes som ett komplement till provtagningen med passiva provtagare då en viss risk för förlust av provtagarna förelåg. De passiva provtagarna gav dessutom enbart PAH-halter och vattenanalys användes för att analysera ett flertal andra ämnen och metaller.

Organiska föreningar

I 11 av proverna återfanns inga av de analyserade PAHerna över detektionsgräns. Endast i provet från dike Sliparebacken kunde PAHer detekteras, 14 av de 16 analyserade PAHerna återfanns över detektionsgräns. Halterna jämfördes med de kanadensiska värden som redovisas i Tabell 5. Fem av ämnena; antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, benso(a)pyren låg över det Kanadensiska vattenkvalitetskriteriet.

Tabell 5. Fem av ämnena i provet dike Sliparebacken (antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, benso(a)pyren) överstiger det Kanadensiska ytvattenkvalitetskriteriet (Naturvårdsverket, 1997). De ämnen som överstiger kriteriet har markerats med fet stil. Enhet µg/l.

Grupp	Ämne	Kanadensiskt ytvattenkvalitetskriterie	Dike Sliparebacken
PAH-L	Naftalen	1,1	<0,2
	Acenaftylen	-	<0,1
	Acenaften	5,8	0,09
	Fluoren	3	0,12
PAH-M	Fenantren	0,4	0,3
	Antracen	0,01	0,04
	Fluoranten	0,04	0,51
	Pyren	0,03	0,39
	Benso(ghi)perylene	-	0,06
	Benso(a)antracen	0,02	0,12
	Krysen	-	0,14
PAH-H	Benso(b)fluoranten	-	0,13
	Benso(k)fluoranten	-	0,06
	Benso(a)pyren	0,02	0,11
	Dibenso(ah)antracen	-	0,02
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	0,06

Även alifater analyserades i vattenproverna från september. Samtliga fraktionerna återfanns under detektionsgräns vid alla provtagningslokaler, se Bilaga 3 för detektionsgränser. Inte heller MtBe återfanns i halter över detektionsgräns (<0,2 µg/l).

Metaller

Ett fåtal ”traditionella” metaller samt katalysatormetallerna platina, palladium, rhodium analyserades i samtliga vattenprov tagna vid upptagningstillfället för de passiva provtagarna. Proverna från augusti analyserades endast på de ”traditionella” metallerna. Uppmätta värden har jämförts med värdena för förorenat ytvatten som anges i rapporten ”*Metodik för inventering av förorenade områden*” (Naturvårdsverket, 1999) och baseras på material framtaget i projektet ”*Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*” (Naturvårdsverket, 2007d) samt Kanadensiska vattenkvalitetskriterier, se Tabell 6.

Tabell 6. Två typer av riktvärden finns för indelning av tillstånd för förorenat ytvatten och presenteras i rapporten ”*Metodik för inventering av förorenade områden*” (Naturvårdsverket, 1999). Resultaten har jämförts med de två olika indelningarna. Värdena redovisas i µg/l.

Ämne	Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag				Kanadensiska vattenkvalitetskriterier			
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
As	<15	15-45	45-150	>150	<50	50-150	150-500	>500
Cd	<0,3	0,3-1	1-3	>3	0,01	0,01-0,03	0,03-0,1	>0,1
Cr	<15	15-45	45-150	>150	>20	20-60	60-200	>200
Cu	<9	9-30	30-90	>90	>4	4-12	12-40	>40
Hg					>0,1	0,1-0,3	0,3-1	>1
Ni	<45	45-140	140-450	>450	>150	150-450	450-1500	>1500
Pb	<3	3-10	10-30	>30	>1	1-3	3-10	>10
Zn	<60	60-180	180-600	>600	>30	30-90	90-300	>300

Vattenprovtagningen från augusti visar högst halter i dike Sliparebacken följt av kompostdammen. Lägst är halterna, inte helt oväntat, i Axelgård, den provtagningspunkt i södra förgreningen som ligger längst bort från de potentiella föroreningskällorna. Sett till värdena i Tabell 6 kan det konstateras att tillståndet på de flesta provtagningspunkter får bedömas vara mindre allvarligt då en jämförelse görs med bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Görs i stället jämförelsen med de kanadensiska vattenkvalitetskriterierna blir bedömningen något annorlunda och bland annat bedöms tillståndet vara mycket allvarligt med avseende på kadmium och bly i dike Sliparebacken (Naturvårdsverket, 1999). Även i dammen är tillståndet mycket allvarligt vad gäller kadmium. Då en jämförelse görs med de halter som finns redovisade från undersökningen av lakvatten kan konstateras att de uppmätta halterna i diket vid Sliparebacken i många fall är högre än medianvärdena som redovisas i rapporten ”*Handbok för lakvattenbedömning*” (IVL, 2000). En sammanställning från provtagningarna återfinns i Tabell 7.

Tabell 7. Analysresultaten för vattenprovtagningen 2008-08-25. Vid jämförelse med indelningen som baseras på bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999) bedöms tillståndet vara måttligt allvarligt för koppar och zink samt allvarligt med avseende på bly i dike Sliparebacken, den provtagningslokal där de högsta halterna återfanns. I kompostdammen är tillståndet allvarligt för bly och i Axelgård överskrids inga gränser. Vid indelning enligt de kanadensiska vattenkvalitetskriterierna bedöms tillståndet vara mycket allvarligt med avseende på kadmium och bly, allvarligt för zink och måttligt allvarligt för koppar i dike Sliparebacken. I dammen är tillståndet mycket allvarligt vad gäller kadmium, allvarligt med avseende på bly och måttligt allvarligt för koppar och zink. I Axelgård är tillståndet måttligt allvarligt med avseende på kadmium (Naturvårdsverket, 1999). Fetmarkerade värden indikerar ett värde som överstiger medianvärdet från undersökningen av lakvatten som redovisas i "Handbok för lakvattenbedömning" (IVL, 2000), för uppmätta värden se Bilaga 1.

Ämne	Enhet	Dike Sliparebacken	Kompostdamm	Axelgård
Ca	mg/l	220	52	83
Fe	mg/l	9,8	1,8	0,56
K	mg/l	408	114	4,5
Mg	mg/l	43	8,9	7,4
Na	mg/l	258	13	34
S	mg/l	96	133	19
Si	mg/l	11	4,7	4,5
Al	µg/l	833	294	63
As	µg/l	15	5,0	1,5
Ba	µg/l	227	69	60
Cd	µg/l	0,3	0,13	0,02
Co	µg/l	6,5	2,2	0,22
Cr	µg/l	3,3	2,5	0,25
Cu	µg/l	11	4,1	2,7
Hg	µg/l	<0,002	0,03	0,009
Mn	µg/l	1010	805	37
Mo	µg/l	11	0,89	3,1
Ni	µg/l	24	6,4	1,1
Pb	µg/l	18	3,8	0,78
Sr	µg/l	873	182	339
Zn	µg/l	92	49	11

Vattenprovtagningen som genomfördes under september månad, Tabell 8, visar på mindre allvarligt tillstånd för de flesta ämnen. Sett till indelningen av tillstånd enligt kanadensiska kriterier blir bedömningen något annorlunda. De värden som markerats med fet stil i tabellen visar ett värde som överstiger medianvärdet som presenteras för lakvatten (IVL, 2000).

Tabell 8. Analysresultaten för vattenprovtagningen 2008-09-24. I Möllevången, både upp- och nedströms, bedöms tillståndet vara måttligt allvarligt för koppar enligt bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Sett till de kanadensiska kriterierna bedöms också tillståndet för koppar vara måttligt allvarligt i Norra Fäladen uppströms deponin (Naturvårdsverket, 1999). Dessutom bedöms tillståndet vara måttligt allvarligt med avseende på bly i Norra Fäladen nedströms. Värden markerade med fet stil indikerar ett värde som överstiger medianvärdet (för Lak 1 maxvärdet) från undersökningen av lakvatten som redovisas i "Handbok för lakvattenbedömning" (IVL, 2000), för uppmätta värden se Bilaga 1. Värdena redovisas i µg/l.

Ämne	Lak 1	Norra Fäladen uppströms	Norra Fäladen nedströms	Möllevången uppströms	Möllevången nedströms	Dammen	Freden-torp	Axelgård	Norra förgreningen
As	11,1	1,57	1,99	2,13	4,02	<1	1,84	<1,00	<1
Cd	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cr	<0,9	9,37	5,51	14,6	7,25	<0,9	6,27	9,66	<0,9
Cu	<1	4,61	3,48	16,1	9,83	1,19	2,95	1,57	<1
Ni	4,65	<0,6	<0,6	1,54	2,01	1,45	0,705	1,3	<0,6
Pb	<0,6	0,875	1,14	<0,6	<0,6	0,772	0,935	<0,6	<0,6
Pt	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pd	0,022	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Rh	0,106	0,029	0,0502	0,0578	0,0655	0,0473	0,0521	0,0603	0,0553
Zn	<4	20,5	19,2	17,4	9,85	5,4	11,5	<4	<4

Arsenik brukar nämnas som vanligt förekommande i höga halter i lakvatten. I dike Sliparebacken återfinns den högsta halten följt av Lak 1, den provpunkt där vi tror oss provta lakvatten. Inga riktvärden överskrids dock. Även Ni-halten är högre i Lak 1 jämfört med de andra analyserade proverna. Dammen, som mottar en del av dagvattnet, har förhållandevis låga metallhalter jämfört med halterna i de båda dagvattenledningarna. De låga halterna visar troligen på en utspädning och eventuellt en sedimentation. Ett inläckage av lakvatten till dammen bedömdes innan provtagning som mycket sannolikt. Denna hypotes kan varken verifieras eller falsifieras. Norra förgreningen kan ses som en referenspunkt och det är också här som de lägsta metallhalterna uppmätts.

Bekämpningsmedel

Endast ett av de analyserade ämnena, metazaklor (0,1 µg/l) återfanns över detektionsgräns (<0,05 µg/l) vilket också stämmer överens med resultat från tidigare undersökningar.

Näringsämnen

Totalhalter för kväve och fosfor kan användas vid indelning av dagvatten i olika klasser, se tabell 2. I tabell 9 redovisas de värden som uppmätts i undersökningen.

Tabell 9. Grönt=låga halter, gult=måttliga halter, rött=höga halter. Enhet mg/l.

Ämne	NF upp.	NF ned.	MV upp.	MV ned.
Tot-N	1,2	1,4	1,1	7,1
Tot-P	0,19	0,17	0,11	0,16

Dagvattenkvaliteten varierar från låga halter i två provpunkter till höga halter i en punkt. Provtagning genomfördes under en relativt torr period och det kan därför misstänkas att föroreningshalterna vid provtagningstillfället var höga på grund av att utspädningen var liten. Dagvattnet bör anses innehålla måttliga till höga halter av föroreningar och därför renas innan det släppts ut till recipient.

Bedömd vattenkvalitet

- Vattenkvaliteten i området bedöms vara av urban karaktär och innehålla låga halter av flertalet av de analyserade ämnena.
- PAHer detekterades med hjälp av passiv provtagning och resultatet visar på halter långt under föreslagna riktvärden. Fingeravtrycken för de olika lokalerna är samstämmiga och indikerar att ingen PAH-förorening, av de undersökta PAHerna, tillkommer.
- Endast i dike Sliparebacken detekterades PAHer med traditionell vattenprovtagning och fem av ämnena översteg det kanadensiska ytvattenkvalitetskriteriet.
- Sett till de metaller som används vid indelningen av dagvatten i olika kategorier (Tabell 2) uppvisas låga halter i undersökta vatten. Även enligt de indelningar som redovisas i ”*Metodik för inventering av förorenade områden*” (Naturvårdsverket, 1999) bedöms tillståndet, med några undantag, vara mindre allvarligt.
- Bekämpningsmedel återfanns som enstaka ämne vid en av provtagningslokalerna. Förekomst av bekämpningsmedel har tidigare detekterats i den norra förgreningen. Ämnet förekommer i låga halter och anses inte utgöra ett problem. Det är dock viktigt att arbeta förebyggande vid odling för att undvika en spridning av bekämpningsmedel till ytvatten.
- Totalhalterna för kväve och fosfor är de parametrar som enligt denna undersökning innebär de största problemen i dagvattnet, se Tabell 9.

De låga halterna av ämnen som detekterats visar troligen en för området normal nivå av föroreningsbelastning. Vid regn uppkommer en ”first flush” som ofta för med sig stora mängder föroreningar och den totala belastningen ökar därmed.

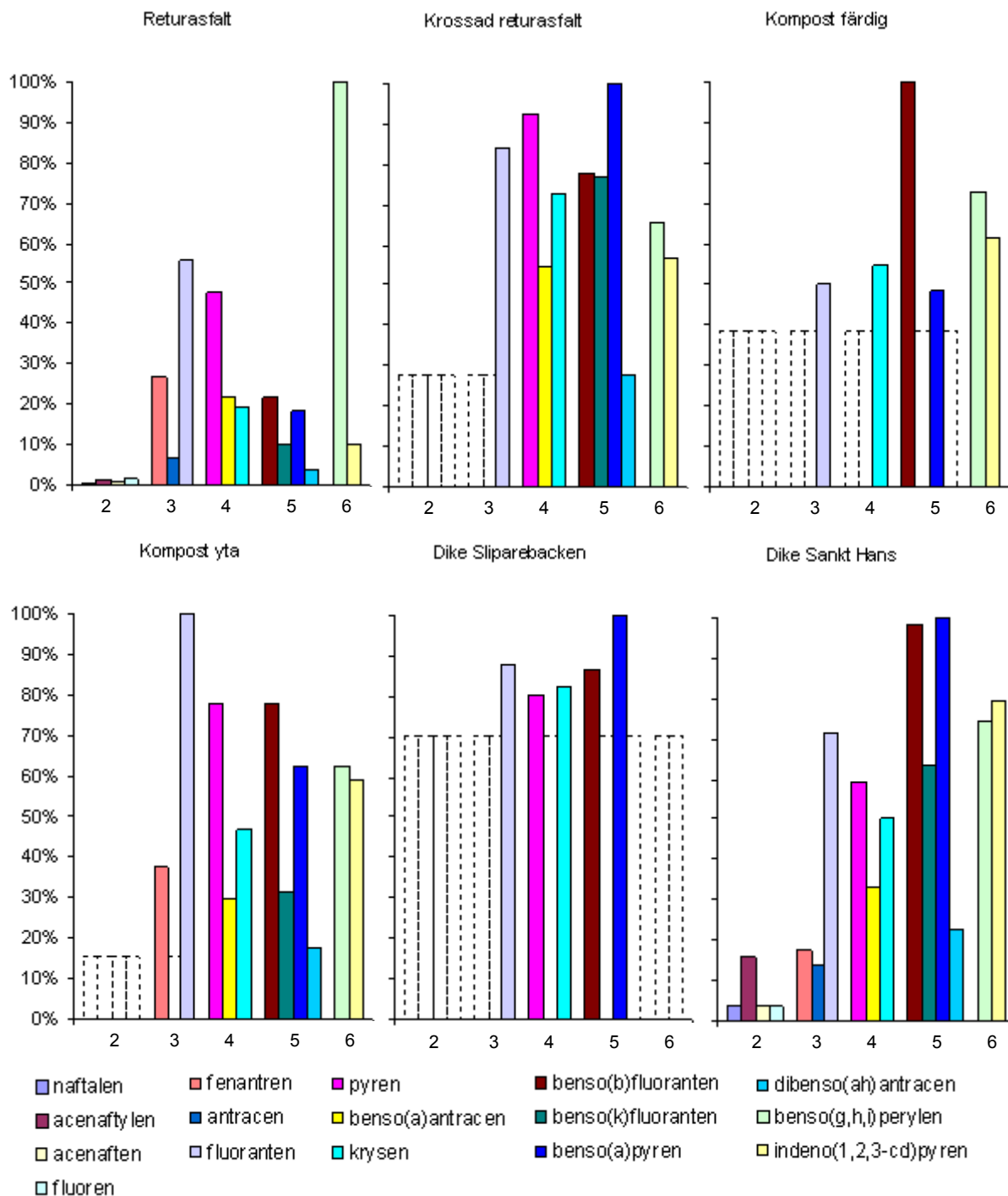
Mark- och sedimentprovtagning

Under hösten undersöktes bottensediment i Lak 1, dammen och Fredentorp. Vidare analyserades sex markprover tagna i nära anslutning till samt på asfaltupplag och kompost. Vid bedömning av föroreningsgrad har Naturvårdsverkets nya riktvärden för förorenad mark använts. Riktvärden finns för känslig markanvändning (KM) samt mindre känslig markanvändning (MKM). Riktvärdena för KM och MKM har satts med hänsyn tagen till människor och miljö. Värdena är ur miljösynpunkt satta för att upprätthålla markens funktioner samt för att skydda liv i ytvatten (Naturvårdsverket, 1997). Värden som understiger gränsen för KM indikerar en låg föroreningsnivå i marken och markanvändningen behöver inte begränsas på grund av föroreningsinnehåll. Överstiger uppmätt värde KM men understiger MKM begränsas markanvändningen till vägar, industrier och kontor. Inga bostäder, förskolor eller skolor tillåts på området (Naturvårdsverket, 2008c).

Organiska föreningar

PAH

Fingeravtryck skapades för varje provtagningslokal där PAHer kunde detekteras och en jämförelse gjordes mellan lokalerna för att utreda eventuella likheter och skillnader i sammansättningen av 16-PAH. Fingeravtrycken från mark- och sedimentprovtagningen jämfördes med fingeravtrycken från den passiva provtagningen. Fingeravtrycken för samtliga lokaler återfinns i Figur 9.



Figur 9. Fingeravtryck som erhållits från markprovtagningen. På x-axeln anges antalet bensenringar hos de olika PAHerna. Streckade staplar indikerar att ämnet inte återfunnits över detektionsgräns. Stapels höjd indikerar detektionsgränsen. Sammansättningen av PAHer skiljer sig åt mellan lokalerna. Tydliga kopplingar kan dras mellan de olika ämnens egenskaper och förekomst i vatten- och markprov. De tyngre, mer fettlösliga, PAHerna återfinns i större utsträckning i markproverna då en jämförelse görs med resultaten och fingeravtrycken från den passiva provtagningen. Värt att notera är också att de lättare PAHerna avgår från asfalten då krossning sker.

I proverna på asfalt och kompost sker en förskjutning åt flerringade PAHer jämfört med fingeravtrycken från den passiva provtagningen. De 2-ringade PAHerna återfinns i låga eller ej detekterbar halter samtidigt som en ökad förekomst av 5- och 6-ringade PAHer konstateras. Resultatet avspeglar ämnenas kemiska och fysikaliska egenskaper där flerringade PAHer är mindre flyktiga och vattenlösliga och därför återfinns bundet till material.

I Tabell 10 återfinns de riktvärden för PAHer som finns för förorenad mark. I Tabell 11 redovisas de värden för PAHer som uppmättes i de åtta analyserade proverna. Värden markerade med fet stil indikerar ett värde som i samtliga fall överstiger KM, i ett fall även MKM. För asfalten har ingen bedömning gjorts avseende föroreningsgrad.

Tabell 10. Riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) för de tre grupperna av PAH. Värdena har använts som riktvärde för mark- och sedimentproverna (Naturvårdsverket, 2008b). Enhet mg/kg TS

Markanvändning	PAH-L	PAH-M	PAH-H
KM	3	3	1
MKM	15	20	10

Tabell 11. Fetmarkerade värden indikerar ett värde över riktvärdet för KM. För PAH-H överstigs även riktvärdet för MKM i diket vid Sankt Hans backar. Observera att PAHer ligger under detektionsgräns i de båda bottensedimenten. Proverna på asfalt visar en hög halt av PAH-M och PAH-H men en klassificering enligt riktvärden bedöms inte kunna göras. Enhet mg/kg TS.

Prov	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Returasfalt	0,34	16,62	24,55
Krossad returafalt	u.d	6,42	18,29
Färdig kompost	u.d	0,065	0,44
Arbetsyta kompost	u.d	0,69	1,24
Dike Sliparebacken	u.d	2,39	3,82
Dike Sankt Hans	0,4	4,13	13,26
Dammen, bottensediment	u.d	u.d	u.d
Fredentorp, bottensediment	u.d	u.d	u.d

I rapporten ”Metodik för inventering av förorenade områden” (Naturvårdsverket, 1999) sker en indelning av tillstånd för förorenad mark avseende PAH. Denna baseras på den indelning av PAHer som tidigare gällde och kan inte längre appliceras på de nya riktvärdena för PAH. Naturvårdsverket avser inte att revidera rapporten men kommer att utreda om det finns behov av en reviderad tillståndsklassning för förorenad mark med anledning av de nya generella riktvärdena. Önskas en indelning av tillstånd göras får denna i dagsläget baseras på de värden som finns (Fürst, 2008). Den nya indelningen ska dock inte blandas in utan resultaten ska jämföras med den tidigare indelningen av PAHer i cancerogena och övriga PAHer (Naturvårdsverket, 1997, Naturvårdsverket, 1999).

Alifater och oljeindex

Riktvärden finns för alifater för fraktioner upp till C35 och redovisas i tabell 12.

Tabell 12. Riktvärden för känslig mark-användning (KM) och mindre känslig mark-användning (MKM) för alifater och aromater (Naturvårdsverket, 2008b). Enhet mg/kg TS.

Ämne	KM	MKM
Alifater		
>C10-C12	100	500
>C12-C15	100	500
>C16-C35	100	1000
Aromater		
>C10-C16	3	15
>C16-C35	10	30

De lättare fraktionerna av alifater, C10-C12 och C12-C16, detekterades inte i något av proverna. De tyngre fraktionerna, >C16-C35, >C35-C40, av alifater detekterades däremot, se Tabell 13. Fraktion >C16-C35 överstiger riktvärdena för KM och MKM i fyra av de fem prov där de detekterats. Oljeindex redovisar den totala halten av alifater och aromater (>C10-C40). För oljeindex saknas riktvärde men med utgångspunkt från de riktvärden som finns för alifater och aromater, Tabell 12, kan det konstateras att halterna är höga i samtliga punkter utom Lak 1.

Tabell 13. Uppmätta halter av alifater och oljeindex. De tyngre fraktionerna återfinns i höga koncentrationer. KM och MKM för alifater finns redovisade i tabell 12 och överskrids för fraktion >C35-C40 i den krossade returafalten, dike Sliparebacken, dike Sankt Hans, Dammen och Fredentorp. För den tyngre fraktionen av alifater saknas riktvärde. Oljeindex i de provtagna punkterna är hög förutom i Lak 1 där inga ämnen detekterats. Enhet mg/kg TS.

Ämne	Krossad returafalt	Dike Sliparebacken	Dike Sankt Hans	Lak 1	Dammen	Fredentorp
fraktion >C10-C12	<2	<2	<2	<2	<2	<2
fraktion >C12-C16	<3	<3	<3	<3	<3	<3
fraktion >C16-C35	3810	4510	4600	<10	2210	1740
fraktion >C35-C40	1720	1930	2640	<5	1010	614
Oljeindex	5530	6440	7240	<20	3220	2360

Även för alifater och aromater sker en indelning av tillstånd i Naturvårdsverkets rapport 4918 (Naturvårdsverket, 1999). Liksom för PAHer har förändringar skett i och med de nya riktvärdena och en indelning i tillstånd har därför inte gjorts. Halterna är högst i diket och avtar sedan i dammen och ytterligare i Fredentorp.

Metaller

I komposten analyserades förekomsten av ett flertal metaller. Inga av de analyserade metallerna överstiger riktvärdena för förorenad mark, se Tabell 14. Halterna av de olika ämnena i de båda proverna är som förväntat lika.

Tabell 14. Inga av de uppmätta halterna överstiger riktvärdena satta för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2008b). Enhet mg/kg TS.

Ämne	KM	MKM	kompost yta	kompost färdig
As	10	25	<3	3,9
Ba	200	300	61	58
Be	-	-	0,28	0,23
Cd	0,5	15	0,24	0,22
Co	15	35	4,0	3,5
Cr tot	80	150	10	9,2
Cu	80	200	18	19
Fe	-	-	7700	6400
Li	-	-	4,2	3,7
Mn	-	-	246	207
Mo	40	100	<0,4	<0,4
Ni	40	120	7,8	6,7
Pb	50	400	22	19
Sr	-	-	33	36
V	100	200	11	9,7
Zn	250	500	93	90
Hg	0,3	2,5	<1	<1

Bedömd mark- och sedimentkvalitet

- PAH-halterna i komposten är låga och misstänkarna mot detta upplag som potentiell föroreningskälla kan sannolikt strykas.
- Markproverna från diket visar att föroreningsnivån av PAH-er är hög och KM överstigs för PAH-M i dike Sankt Hans och i båda proven, dike Sliparebacken och dike Sankt Hans, vad gäller PAH-H. De uppmätta halterna behöver inte nödvändigtvis utgöra ett problem då ämnena kan ligga bundna på platsen och inte spridas.
- PAH-halterna i bottensedimenten ligger under detektionsgräns i båda provtagningslokalerna; dammen och Fredentorp.
- De tyngre fraktionerna av alifater >C16-C35 samt >C35-C40 detekterades i höga halter. KM och MKM överstigs för fraktion >C16-C35 i samtliga prov där fraktionen detekterades. För den tyngre fraktionen saknas riktvärde.
- För oljeindex saknas riktvärde men baserat på de riktvärden som finns för alifater och aromater kan ett högt värde ändå konstateras i dike Sliparebacken, dike Sankt Hans, dammen och Fredentorp.

Avslutande diskussion

Orsaker till skador på fisk

Skador på fisk kan uppkomma av olika anledningar. Ärftliga defekter, saltfluktuationer, låga syrehalter, strålning, sjukdomar och exponering för miljöfarliga ämnen är exempel på orsaker som kan ge upphov till skador på fisk (Bengtsson, 1988a). I Sverige har missbildad fisk tidigare konstaterats på vissa platser och omfattande undersökningar genomförts. Under 1980-talet kom rapporter om skelettdeformationer hos fisk som exponerats för utsläpp från pappersmassaindustrier i vilka förekomst av klorerade kolväten var vanliga (Bengtsson, 1988b). 1983 startade Naturvårdsverket ett forskningsprojekt, Miljö/Cellulosa, i vilket effekterna av utsläpp från pappersmassaindustrier i miljön undersöktes (Bengtsson, 1988b). Rönnskärsverken är ett metallsmältverk beläget i bottniska viken och ytterligare en lokal vid vilken missbildad fisk konstaterats. I vattnet utanför verken konstaterades redan 1978 skador på ryggrad hos hornsimpa (Bengtsson, 1988c). Rönnskärsveken släpper ut ämnen från hela det periodiska systemet och metallhalterna i sedimenten är i många fall höga. Förhållandena i närliggande vatten har idag förbättrats avsevärt då utsläppen minskats med 95 %, dock är utsläppen fortfarande stora (Larsson, 2008).

En viss introduktion av problemet i Molnbyggen gavs i avsnittet ”Sankt Hans backar – lakvatten”. Öman (2008) uppger att Molnbyggenprojektet avslutades innan några slutsatser hade kunnat dras. Inga åtgärder har heller vidtagits som med säkerhet minskat riskerna. Hennes hypotes, som än så länge varken verifierats eller falsifierats, är att det är en kombination av miljöfarliga ämnen som har en negativ inverkan på fisken i sjön. Varje enskilt ämne förekommer i så låga halter att de varit svåra att hantera på grund av bristfälliga provtagnings- och analysmetoder. Hennes hypotes är vidare att vissa ämnen har större negativ påverkan än andra, i dagsläget är det dock svårt att veta vilka.

Linderoth (2006) tittar i sin avhandling ”*Biochemical characterisation of landfill leachate toxicity in fish*” på tecken på störd fortplantning hos fiskarna i Molnbyggen. Avhandlingen visar på de svårigheter som är förknippade med att identifiera mekanismer och ämnen bakom en konstaterad störning. Linderoth föreslår en identifiering av ämnen som orsakar skadorna genom att olika grupper av kemiska ämnen separeras från varandra och att effekterna sedan studeras. Vidare menar hon att det är högst sannolikt att fortplantningsstörningarna i Molnbyggen beror på okända ämnen i lakvattnet.

Under 1999-2000 genomfördes i Stockholm en kartläggning av fisk och dess hälsotillstånd. Det konstaterades att fisken var påverkad av föroreningar och som exempel kan nämnas tecken på en minskad kroppstillväxt, förhöjd EROD-aktivitet samt hög frekvens av icke könsmogna honor (Naturvårdsverket, 2008e). Inga skelettdeformationer rapporterades dock. Fordonsavgaser, däckslitage samt småskalig biomassaförbränning bedöms vara de mest betydande källorna för PAH i Stockholm. Slitage på asfalt och spridning från förorenade områden bedöms vara av mindre betydelse (Miljöförvaltningen Stockholms stad, 2004). I rapporten ”*PAH i Stockholm – Källor och effekter*” (Hansson m fl., 2004) konstateras att en betydande del av den observerade toxiciteten kommer från någon form av polycykliska aromatiska föreningar. Dock bedöms inte de i rapporten 24 analyserade PAHerna vara orsaken till den förhöjda EROD-aktivitet som konstaterats. Vidare i samma rapport förklaras varför de utvalda 24 PAHerna har analyserats trots att det inte ansågs sannolikt att någon av dem bidrog till EROD-induktionen. Förklaringen är att de analyserade PAHerna ofta samvarierar med andra, inte analyserade, PAHer.

I närområdet till Göta älv återfinns industrier, deponier och avloppsreningsverk som alla bidrar med de föroreningar som återfinns i vattnet. Även sjöfarten och Göteborg som stad påverkar vattenkvaliteten (Göta älvs vattenvårdsförbund m fl., 2003). Liksom i Stockholm har en förhöjd EROD-aktivitet konstaterats men även en ökad halt av DNA-addukter och förhöjd förekomst av celldöd i levern hos tånglake i Göta älvs mynningsområde. Sedimenten är kraftigt förorenade i området och höga halter av PAH, PCB, dioxiner, TBT och många metaller har konstaterats (Förllin m fl., 2000). Inga rapporter om fiskar med skelettdeformationer eller liknande har kunnat hittas men undersökningen av biomarkörer visar på en störning vars orsak ännu inte är utredd.

22 biomarkörer undersöktes under våren och bland annat kunde en förhöjd EROD-aktivitet konstateras vilket ledde misstankarna till en exponering för organiska ämnen. I både Stockholm och Göteborg har en förhöjd EROD-aktivitet konstaterats utan att några deformationer hos fisk kunnat konstateras. Då PAH'er återfunnits i höga halter vid de undersökta lokalerna i både Stockholm och Göteborg kan det misstänkas att de skador som observerats i Vallkärrabäcken inte huvudsakligen beror på PAH'er. De är sannolikt en del av problemet till de observerade missbildningarna hos fisken men dock inte den ämnesgrupp som orsakar de hittills konstaterade skadorna. I både Stockholm och Göteborg konstateras en förhöjd EROD-aktivitet tillsammans med andra reaktioner.

Arbetsordning vid liknande problem

För den som i framtiden ställs inför ett liknande problem har en arbetsordning utarbetats som kan vara lämplig att använda sig av.

1. Geografisk omfattning av problemet – hur långt uppströms i ett vattendrag kan en påverkan konstateras?
2. Identifiera eventuella föroreningskällor i tillrinningsområdet – exempelvis industrier, avloppsreningsverk, deponier, förorenad mark och dagvattenutsläpp.
3. Litteraturstudie – finns några liknande exempel och vad kan man eventuellt lära sig från dessa?
4. Tidigare undersökningar – om tidigare undersökningar har gjorts i området kan dessa visa hur förhållanden har varit och vilka arter som funnits. Eventuellt kan förändringarna kopplas till en förändring i tillrinningsområdet, exempelvis ändrad markanvändning.
5. Biomarkörer hos fisk – kan en påverkan på fisk konstateras utsätts denna för föroreningen som antingen metaboliseras eller ackumuleras i kroppen. Ett flertal biomarkörer finns för olika typer av exponering och kan ge en indikation på vilket ämne eller vilka ämnesgrupper som kan antas utgöra ett problem. Möjligtvis kan också en koppling göras till eventuella föroreningskällor i tillrinningsområdet.
6. Undersökning av vattendraget i sin helhet – eventuell påverkan på arter på olika trofinivåer kan undersökas liksom förekomst av känsliga arter.
7. Kemisk vattenprovtagning av misstänkta ämnen – Baseras på resultaten från undersökningen av biomarkörer hos fisk samt de eventuella föroreningskällor som identifierats i området.
8. Åtgärder – med hjälp av biomarkörer och kemisk vattenprovtagning kan förhoppningsvis de ämnen som utgör ett problem identifieras och därefter kan åtgärder vidtas mot dessa.

Genomförd undersökning

Resultat

Innan pågående projekt startades under våren identifierades möjliga föroreningskällor. Det är också dessa källor som tas upp och undersöks i detta arbete. En storskalig regional spridning liksom naturligt förhöjda halter i vattnet utslöts då effekterna enbart konstaterades i den södra förgreningen av Vallkärrabäcken. I den norra grenen och längre nedströms hade inga liknande skador rapporterats. En lokal påverkan av punktkälla ansågs vara den sannolika förklaringen till fiskskadorna. Huruvida det var lakvattnet från deponin, insamlat dagvatten, asfaltupplaget eller komposten som utgjorde det huvudsakliga problemet rådde det osäkerheter om. Inte heller nu, efter genomförda undersökningar, kan några säkra slutsatser om huvudsaklig föroreningskälla dras. Det är inte heller känt vilket ämne som orsakar skadorna som observerats hos fisken.

Med hjälp av passiva provtagare detekterades PAHer i vattenflödena runt Sankt Hans backar. De fingeravtryck som skapades för de olika provtagningslokalerna visar att sammansättningen av de 16 ämnena inte förändrades nämnvärt mellan de olika lokalerna. En jämförelse med fastslagna EQS visar låga halter av undersökta PAHer. Tillsammans med resultaten från den traditionella vattenprovtagningen, där PAHer med ett undantag inte detekterats, och resultaten från fiskhälsoundersökningen kan slutsatsen dras att denna ämnesgrupp sannolikt inte är den huvudsakliga orsaken till de skador som konstaterats hos fisken.

Ser man i stället till vattenprovtagningen gällande metaller kan några slutsatser dras. Vid jämförelse med värdena som redovisas för metaller baserat på bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999) bedöms tillståndet vara måttligt allvarligt i två av provtagningspunkterna. Ser man till den kanadensiska indelningen som redovisas i samma rapport bedöms tillståndet för koppar vara måttligt allvarligt i tre punkter samt också måttligt allvarligt för bly i en av dessa punkter. De flesta av analysvärdena från vattenprovtagningen visar på metallhalter inom intervallet mellan de min- och maxvärden som redovisas i den sammanställning som gjorts av IVL (2000) och som återfinns i Bilaga 1. I dike Sliparebacken överskrids maxvärdet för aluminium, arsenik och bly. Till skillnad från de andra provpunkterna, kompostdammen undantaget, är vattnet relativt stillastående och kan därför inte jämföras med de andra värdena som uppmätts i aktuellt arbete och inte heller de sammanställda värdena i Bilaga 1. I lakvattenledningen överskrids maxvärdet för arsenik då en jämförelse görs med resultaten i samma bilaga. Det är viktigt att tänka på att de vatten som provtagits i denna undersökning huvudsakligen inte utgör lakvatten. En minskad förekomst av metaller kan konstateras med ökat avstånd från deponin. Metallhalterna är inte häpnadsväckande höga men även den totala årliga belastningen på recipienten kan vara viktig att utreda. Förekomsten av metaller i dagvattenledningarna var i vissa fall högre än vad som är önskvärt. I Vallkärrabäcken var dock halterna lägre och bör därför inte orsaka de skador som konstaterats på fisk. Detta stöds också av fiskhälsoundersökningen från försommaren där inget utslag konstaterades för metallothionein. Viktigt att ha i åtanke är dock att metallothionein reagerar olika starkt för olika metaller och att en exponering och påverkan från en metall som inte ger utslag med den undersökningsmetoden kan vara möjligt (Hansson, 2008).

I den norra förgreningen detekterades metazaklor. Resultatet stämmer enligt Wengström (2008) med tidigare undersökningar där förekomst av bekämpningsmedel konstaterats i den norra förgreningen.

Som Hansson (2008) säger kan PAHer i det aktuella fallet vara en del i problemet men fiskskadorna har sannolikt inte orsakats av denna ämnesgrupp vilket också stöds av resultaten från Stockholm och Göteborg.

Lärdomar

När en provtagning startas bör en provtagningsplan för arbetet vara utarbetad. En sådan plan behövs för att optimera provtagningen och ska beskriva valda provpunkter, vilka medier som skall provtas samt en motivering till detta. I provtagningsplanen bör dessutom beskrivas hur proverna ska tas samt hur beredning och analys ska genomföras för varje prov (Naturvårdsverket, 1999). Avsaknaden av provtagningsplan ledde till att ingen passiv provtagare placerades ut i den norra förgreningen vilken borde ha utgjort referens i undersökningen. Erhållna resultat från den passiva provtagningen kan därför bara jämföras inbördes och eventuella tillskott eller utspädningseffekter studeras. Huruvida halterna är höga i förhållande till halterna i norra förgreningen vet vi ingenting om. Kunskap saknas också om hur sammansättningen av de analyserade PAHerna skiljer sig åt mellan den norra och den södra förgreningen.

En mer fördjupad litteratursökning borde också ha genomförts innan provtagningarna påbörjades. Inställningen vid provtagningens början var att det sannolikt var dagvattnet som stod för det stora tillskottet av PAHer och därmed påverkade fiskhälsan. Det är kanske ett korrekt antagande att det är sannolikt att dagvattnet innehåller mer PAHer än lakvattnet. En förhöjd EROD-aktivitet har konstaterats i flera vattendrag, dock finns inga rapporter som visar på att dagvatten skulle ge upphov till missbildningar, såsom fenskadolor, hos fisk. Den kunskap som tidigare erhållits från Molnbyggen visar att lakvatten med stor sannolikhet har potential att på flera sätt påverka fiskhälsan, bland annat har missbildningar rapporterats. Arbetet i Molnbyggen visar också på de svårigheter som finns när det gäller att hitta ”skyldiga” ämnen och det har varit svårt att koppla observerade effekter till förekomst av olika ämnen. Detta visar att en mer omfattande fiskhälsoundersökning borde ha prioriterats samtidigt som omfattningen av de kemiska provtagningarna dragits ner.

Fortsatt arbete

Lakvatten

I tidigare utförda undersökningar har de hydrogeologiska förutsättningarna i området runt Sankt Hans backar bedömts vara goda, risken för spridning av föroreningar till grundvattnet har bedömts vara låg. Deponins storlek gör att den uppskattade volymen deponerat material bedömts vara mycket stor (Lunds Renhållningsverk, 1993). Den stora mängden deponerat material gör att det finns stor föroreningspotential (Miljöförvaltningen Lunds kommun, 2006). Ändrade förhållanden i och på deponin kan i framtiden komma att påverka vad som avges från deponin och därmed också vad som återfinns i lakvattnet. Att inte vidta några åtgärder runt Sankt Hans backar anses därför olämpligt. Ett lakvatten bildas i deponin och släpps idag okontrollerat ut i omgivningen. Insamling av detta vatten samt rening ses som en nödvändig lösning.

I rapporten ”*Handbok för lakvattenbedömning*” (IVL, 2000) presenteras en metodik för inventering av lakvatten. Karakteriseringen är indelad i fem delprogram och inom varje program finns parametrar som bör undersökas ofta samt parametrar som kan undersökas mer sällan. På så sätt kan omfattningen på provtagningen bestämmas och hänsyn tas till ekonomiska aspekter.

Åtgärder kan också vidtas utan att något specifikt ämne pekats ut. Svensson (2008) visar i sin avhandling *"Methodology for Evaluation of Hazards from Solid Waste and Landfill-Generated Leachate"* att det inte är nödvändigt att undersöka förekomsten av alla organiska ämnen i lakvattnet utan att förekomsten av föreningar, polära och opolära, kan undersökas med markörer och reningsmetod sedan väljas. I hennes avhandling utreds också olika reningsmetoders effektivitet.

För Sankt Hans backar är det kanske inte nödvändigt att identifiera vilket specifikt ämne som orsakar problemen. Undersökning och framtagande av reningsmetod kan troligtvis baseras på det material som Svensson (2008) presenterar. Framtagande av kontrollprogram har i tidigare rapporter rekommenderats men ännu inte utarbetats för Sankt Hans backar. Ett sådant kontrollprogram kan förslagsvis utarbetas utifrån de delprogram och parametrar som presenteras i ovanstående handbok för lakvattenbedömning. Flera av de undersökta ämnena har återfunnits i detekterbara halter men inget av ämnena bedöms kunna ge upphov till de skador som har observerats. Både Öman och Junestedt (2008) samt Linderoth (2006) visar på svårigheterna med att fastställa orsaken till skador på fisk. Deras arbeten visar på ett tydligt sätt att det fortsatta arbetet vid Sankt Hans backar inte bör inriktas på att hitta det ämne eller ämnen som orsakar problemen utan i stället använda sig av biologiska metoder. Efter utökad fiskhälsoundersökning eller alternativt utan att ytterligare undersökningar genomförs bör åtgärder i form av insamling och rening av lakvatten ske. Vidare bör ett kontrollprogram utarbetas, förslagsvis enligt IVLs rapport *"Handbok för lakvattenbedömning"* (IVL, 2000) eller enligt det förslag som Svensson redovisar i sin avhandling.

Dagvatten

En dagvattenpolicy för Lunds kommun skulle ha fastställts under 2008. Detta har inte gjorts och datum för fastställande finns ännu inte (Avenborg, 2008). Ett fastställande är ett första steg i arbetet med att förbättra dagvattenhanteringen i kommunen. Att, som i dagsläget sker, släppa ut dagvattnet direkt till recipient anses olämpligt och har inte heller något stöd i lagen. Dagvattendammar är den vanligaste lösningen för att ta omhand dagvatten. Dammar och våtmarker är effektiva om de är rätt dimensionerade och beräknas kunna avskilja 70-80 % av metallerna samt ännu mer av exempelvis PAHer (Pettersson, 2008). Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) är en metod som kommit att bli allt mer populär. Genom att omhänderta vattnet lokalt kan dagvattnet utnyttjas som en positiv resurs samtidigt som den biologiska mångfalden gynnas då dammar, diken, översilningsytor och vegetationsklädda tak anläggs (Björklund, 2008).

Vad gäller noggrannare kartläggning av föroreningshalter i dagvattnet i Lunds kommun kan listan över SSPP vara ett bra verktyg (Eriksson m fl., 2007). I Stockholm håller också riktvärdesgruppen på att utarbeta ett förslag på varningsvärden för dagvatten då det idag inte finns några nationellt fastslagna riktvärden för utsläpp av dagvatten till recipient. Föroreningshalterna i dagvattnet varierar kraftigt mellan regntillfällen men också inom varje regntillfälle. I det förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp som under hösten varit ute på remiss föreslås riktvärden i form av årsmedelhalter (Riktvärdesgruppen Stockholms län, 2008). I rapporten finns generella riktvärden för två recipientklasser:

- sjöar, vattendrag, havsvikar
- större sjöar och hav

Förutom riktvärdet måste hänsyn tas till den totala årliga belastningen på recipienten. Flödesproportionell provtagning anses vara den provtagning som bäst anger representativa halter. Stickprov, som använts vid provtagningen vid Sankt Hans backar och även vid tidigare undersökningar, anses olämpligt på grund av dagvattnets mycket varierande karaktär (Riktvärdesgruppen Stockholms län, 2008).

De riktvärden som föreslås i rapporten har inte kunnat jämföras med de halter som uppmätts vid provtagningen vid Sankt Hans då de utgör årsmedelvärde. I remissversionen har kväve, fosfor, bly, koppar, zink, kadmium, krom, nickel, kvicksilver, suspenderat material, oljeindex och benzo(a)pyren inkluderats. Om allt går enligt planerna kommer arbetet med riktvärden för dagvattenutsläpp att vara klart i början av 2009 och kan då användas vid övervakning. Rapporten med riktvärden syftar till att visa kommuner och andra inblandade hur man kan börja tänka när det gäller dagvatten och värdena som presenteras för olika ämnen ska kunna användas med eller utan tillägg (Prima, 2008).

Asfaltupplag

De laktester som utförts av SGI på tjärinnehållande beläggningsmaterial visar att en betydande utlakning av PAHer sker (SGI, 2000). Deponering av klumpar av retur-asfalt innebär att en mindre yta exponeras och det kan därmed antas att utlakningen totalt sett minskar. Preliminärt har också konstaterats att det inte är materialets totalhalt utan typ av material, främst kornstorleksfördelning, som styr hur stor utlakningen av PAHer blir (SGI, 2001). På upplaget vid Sankt Hans backar ska, enligt uppgift från miljökontoret, endast den bitumenbaserade nyare typen av asfalt mellanlagras (Andersson, 2008). Enligt SGI ska detta dock inte spela någon roll för hur stor utlakningen blir. Dock bör kanske ändå viss hänsyn tas till att den lagrade asfaltens innehåll av PAH är lågt jämfört med om asfalten innehållit stenkoltjära. Asfaltupplaget är placerat i ett område där det eventuellt förekommer underliggande dränering. Ytan måste också ses som genomsläpplig då den utgörs av grus. Vidare är upplaget inte täckt varför nederbörd kommer i kontakt med asfalten och kan laka ut föroreningar. Förslagsvis skapas en mindre genomsläpplig yta där bildat lakvatten från asfaltupplaget kan samlas upp. Även en täckning, i form av tak eller presenning, är att föredra för att minska eller eliminera lakvattenbildningen från upplaget.

Dokumentation visar att ett flertal undersökningar av miljösituationen vid Sankt Hans backar har genomförts. Det är nu dags att gå från utredning till handling och försöka komma tillrätta med problemen då dessa sannolikt inte kommer att lösas om inga åtgärder vidtas. Inget specifikt ämne har kunnat pekats ut som problemämne men rening av misstänkta ämnesgrupper kan genomföras. Efter att reningsåtgärder för lak- och dagvatten samt föreslagna åtgärder för asfaltupplaget vidtagits bör uppföljande elfiskeundersökningar genomföras. Detta för att undersöka om den påverkan på fiskhälsa som tidigare konstaterats fortfarande kvarstår eller om miljösituationen förbättrats.

Referenser

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, USA (ATSDR) (1995). *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services. 487 sidor
- Alberts P.H. (2003). *Petroleum and Individual Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. I: Handbook of ecotoxicology*. (Hoffman D.J., Rattner B.A., Burton Jr. G.A., Cairns Jr. J., ed). Lewis Publishers, Boca Raton London New York Washington, D.C.
- ALS Scandinavia AB (2008a)
[http://www.alsglobal.se/hem2005/sv/miljo/passiv_organic.asp], hämtad 2008-10-02
- ALS Scandinavia AB (2008b)
[http://www.analytica.se/hem2005/sv/miljo/passiv_organic.asp], hämtad 2008-10-02
- ALS Scandinavia AB (2008c)
[http://www.alsglobal.se/hem2005/sv/miljo/vatten_pesticider.asp], hämtad 2008-11-24
- Andersson, S. (2008). Miljöförvaltningen Lunds kommun. Mailkontakt 2008-10-06
- Avenborg, T. (2008). Lunds kommun. Mailkontakt 2008-11-03
- Avfallsförordningen (SFS 2001:1063). Uppdaterad t.o.m 2008:838
- Bengtsson, Å., Bengtsson, B.E., Lithner, G. (1988a). *Vertebral defects in fourhorn sculpin, Myoxocephalus quadricornis L., exposed to heavy metal pollution in the Gulf of Bothnia*. Journal of Fish Biol. 33:517-529
- Bengtsson, B-E., Bengtsson, A. Tjärnlund, U. (1988b). *Effects of Pulp Mill Effluents on Vertebrae of Fourhorn Sculpin, Myoxocephalus quadricornis, Bleak, Alburnus alburnus, and Perch, Perca flaviatilis*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 17:789-797
- Bengtsson, B-E., Larsson, Å., Bengtsson, Å., Renberg, L. (1988c). *Sublethal Effects of Tetrachloro-1,2-benzoquinone – A Component in Bleachery Effluents from Pulp Mills – On Vertebral Quality and Physiological Parameters in Fourhorn Sculpin*. Ecotoxicology and environmental safety 15:62-71
- Björklund, K. (2008). Bygg- och miljöteknik, Chalmers Tekniska högskola. Seminarium i Lund 2008-10-14
- Borgert C.J., Quill T.F., McCarty L.S., Mason A.M. (2004). *Can mode of action predict mixture toxicity for risk assessment?* Toxicology and Applied Pharmacology 201:85-96
- Bossert, I. P., Bartha, R. (1986). *Structure – biodegradability relationships of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 37:490-495
- Boström C. E., Gerde P., Hanberg A., Jernström B., Johansson C., Kyrklund T., Rannung A., Törnqvist M., Viktorin K., Westerholm A. (2002). *Cancer risk assessment, indicators and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air*. Environmental health perspectives, 10:451-488
- Bydén S. (2008). Löpande kontakt under 2008
- Cranwell, P. A., Koul, V. K. (1989). *Sedimentary records of polycyclic aromatic and aliphatic hydrocarbons in the Windermere catchment*. Water Research, 23:275-283
- Eklöv, A. (2008). Eklövs Fiske & Fiskevård. Mailkontakt under hösten
- Eklövs Fiske och Fiskevård (2002). *Elfiskeundersökning i Vallkärrabäcken 2002*. Ärendenummer 2001.0921. 7 sidor
- Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S., Revitt M., Noustsopoulos C., Mikkelsen P.S. (2007). *Selected stormwater priority pollutants – a European perspective*. Science of the Total Environment 383:41-51

- Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG (2001). Europeiska gemenskapens officiella tidning, L331/1-331/5. 2001-11-20
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG (2000). Europeiska gemenskapens officiella tidning L327/1-327/21. 2000-10-23.
- Fürst, H. (2008). Naturvårdsverket. Mailkontakt 2008-11-25
- Förlin, L., Thörnqvist, S., Adolfsson-Erici, M., Lindesjö, E., Ericson, G., Parkkonen, J., Ronisz, D. Stenborg, A., Stephensen, E., Sturve, J (2000). *Undersökning av tånglake i Göta älvs mynning, Stenungsund, Broffjorden och Fjällbacka*. Rapport 2000-09-08 till Bohuskustens Vattenvårdsförbund. 15 sidor
- Förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Uppdaterad t.o.m 2008:984
- Golder Associates (2002). *Kompletterande miljöteknisk undersökning av PAH i mark, vatten och sediment inom och invid fd. hagelskjutbanan i Gytorp*. För Nora kommun. Rapport 0270186. 68 sidor
- Göta älvs vattenvårdsförbund, Göteborgs hamn AB, Länsstyrelsen Västra Götalands län (2003). *Miljögifter i och kring Göta älv – sammanställning av undersökningar av vatten, sediment, biota och utsläpp*. Rapport 2003:57. 99 sidor
[\[http://www.gotaalvvvf.org/mainpage/resultat/miljogifter_gotaalv_2003.pdf\]](http://www.gotaalvvvf.org/mainpage/resultat/miljogifter_gotaalv_2003.pdf), hämtad 2008-10-27
- Hansson, N., Lindesjö, E., Förlin, L., Balk, L., Bignert, A., Larsson, Å (2006). *Long-term monitoring of the health status of female perch (Perca fluviatilis) in the Baltic Sea shows decreased gonad weight and increased hepatic EROD activity*. Aquatic Toxicology 79:341-355
- Hansson, N. (2007). Institutionen för växt- och miljövetenskaper. Föreläsning FEBS 2007-10-22
- Hansson, N. (2008). Institutionen för växt- och miljövetenskaper. Löpande kontakt under hösten 2008
- Hansson, T., Åkerman, G., Tjärnlund, U., Grunder, K., Balk, L (2004). *PAH i Stockholm – Källor och effekter*, förslutsrapport 2004-11-01. 24 sidor
- Harrad S. (2001). *The Environmental Behaviour of Persistent Organic Pollutants. I: Pollution – Causes, Effects and Control* (Harrison R. M., ed.). The Royal Society of Chemical, Cambridge.
- IVL (1999). *Kemisk karaktärisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand – delrapport 1*. 34 sidor
- IVL (2000). *Handbok för lakvattenbedömning. Metodik för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag*. 102 sidor
- IVL (2003). *Utlakning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) ur asfalt och förorenad mark. En litteraturstudie över vilka faktorer som styr utlakningen*. Examensarbete. 58 sidor
- J&W Energi och Miljö (2001). *Kontrollprogram äldre deponier i Lunds kommun. Utvärdering av kontrollmätningar 1998-2000 och förslag till åtgärder*. Ärendenummer 2001.0921.
- J&W Energi och Miljö (2002). *Kostnadsuppskattning av åtgärder vid äldre deponier i Lunds kommun*. Ärendenummer 2001.0921. 15 sidor
- J&W Vatten och Miljö (1997). *Miljöundersökning av äldre deponier i Lunds kommun*. Ärendenummer 2001.0921.
- Kemakta (2008)
[\[http://www.kemakta.se/images/services/figur_hg1.gif\]](http://www.kemakta.se/images/services/figur_hg1.gif), hämtad 2008-10-02
- Larsson, Å. (2008). Institutionen för växt- och miljövetenskaper. Seminarium i Lund 2008-10-14

- Linderoth, M (2006). *Biochemical characterisation of landfill leachate toxicity in fish*. Edita Nordstedts AB, Stockholm
- Lunds kommun (2006). *LundaEko – Lunds program för ekologiskt hållbar utveckling*. 88 sidor
[\[http://www.lund.se/upload/Kommunkontoret/miljustrategiska/Agenda%2021/LundaEko%20antagen%20av%20fullmaktige.pdf\]](http://www.lund.se/upload/Kommunkontoret/miljustrategiska/Agenda%2021/LundaEko%20antagen%20av%20fullmaktige.pdf), hämtad 2008-09-09
- Lunds Renhållningsverk (1993). *Hydrogeologisk inventering och riskklassning av avfallsupplag i Lunds kommun*. Ärendenummer 2001:0921. 36 sidor
- Länsstyrelsen Västra Götalands län (2006). *Miljögifter i ytvatten- en studie av förekomsten av vattendirektivsämnen och andra miljögifter i västsvenska vatten*. Rapport 2006:68. 41 sidor
- Mackay D., Calcott D. (1998). *Partitioning and Physical Chemical Properties of PAHs. I: PAHs and Related Compounds – Chemistry* (Neilson A.H., ed). *The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3 Part I Anthropogenic Compounds*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Tyskland.
- Melica (2007). *Bedömning av miljösituationen och förslag till åtgärder på Sankt Hans Backar i Lunds kommun*. 32 sidor
[\[http://www.melica.se/pdf/bed_av_miljosituation_St_Hans_backar.pdf\]](http://www.melica.se/pdf/bed_av_miljosituation_St_Hans_backar.pdf), hämtad 2008-11-25
- Melica (2008a) *Vallkärrabäcken. Norra Lunds avrinningsområde*. 15 sidor
[\[http://www.melica.se/pdf/Vallkarrabackens_avrinningsomrade.pdf\]](http://www.melica.se/pdf/Vallkarrabackens_avrinningsomrade.pdf), hämtad 2008-11-21
- Melica (2008b). *St. Hans Backar provpumpning av gas*. 11 sidor
[\[http://www.melica.se/pdf/St_Hans_Backar-provpumpning_av_gas.pdf\]](http://www.melica.se/pdf/St_Hans_Backar-provpumpning_av_gas.pdf), hämtad 2008-11-25
- Melica (2008c). *Fiskhälsa i Vallkärrabäcken*. 6 sidor
[\[http://www.melica.se/pdf/Fiskhalsa_i_Vallkarrabacken.pdf\]](http://www.melica.se/pdf/Fiskhalsa_i_Vallkarrabacken.pdf), hämtad 2008-11-25
- Melica (2008d). *Åtgärdsförslag för fem äldre deponier i Lunds kommun*. 8 sidor
[\[http://www.melica.se/pdf/Fem_gamla_deponier_i_Lund.pdf\]](http://www.melica.se/pdf/Fem_gamla_deponier_i_Lund.pdf), hämtad 2008-11-25
- Miljöbalken, SFS 1998:808. Ändrad t.o.m SFS 2008:831
- Miljöförvaltningen Lunds kommun (2006). *Nulägeskontroll av och förslag till åtgärder och kontrollprogram för äldre avfallsdeponier i Lunds kommun*. Ärendenummer 2001.0921. 44 sidor
- Miljöförvaltningen Stockholms stad (2004). *PAH i Stockholm – Källor och effekter, slutrapport*. Diarienummer: 200304-154. 8 sidor
- Miljömålsportalen (2008a)
[\[http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal4.php#gift_1\]](http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal4.php#gift_1), hämtad 2008-09-09
- Miljömålsportalen (2008b)
[\[http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal8.php\]](http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal8.php), hämtad 2008-09-15
- Miljömålsportalen (2008c)
[\[http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal16.php\]](http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal16.php), hämtad 2008-10-28
- Naturvårdsverket (1997). *Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering*. Rapport 4638. 72 sidor.
- Naturvårdsverket (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata*. Rapport 4918. 152 sidor
- Naturvårdsverket (2005). *En bok om svensk vattenförvaltning*. Rapport 5489. 80 sidor
[\[http://www.vattenportalen.se/docs/620-5489-9.pdf\]](http://www.vattenportalen.se/docs/620-5489-9.pdf), hämtad 2008-10-28
- Naturvårdsverket (2007a). *Oavsiktligt bildade ämnens hälso- och miljörisker – en kunskapsöversikt*. Rapport 5736. 140 sidor

- Naturvårdsverket (2007b)
[\[http://www.naturvardsverket.se/upload/english/04_legislation_and_other_policy_instruments/env_qualit_y_stand/Environmental_quality_standards.pdf\]](http://www.naturvardsverket.se/upload/english/04_legislation_and_other_policy_instruments/env_qualit_y_stand/Environmental_quality_standards.pdf), hämtad 2008-11-20
- Naturvårdsverket (2007c). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp.* Handbok 2007:4. 414 sidor
- Naturvårdsverket (2007d). *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.* Bilaga A till handbok 2007:4. 137 sidor
- Naturvårdsverket (2008a). *Lakvatten från deponier.* Fakta 8306. 37 sidor
- Naturvårdsverket (2008b)
[\[http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/Urval-av-amnen-och-amnesgrupper-for-riktvarden-for-fororenad-mark/\]](http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/Urval-av-amnen-och-amnesgrupper-for-riktvarden-for-fororenad-mark/), hämtad 2008-11-20
- Naturvårdsverket (2008c)
[\[http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/Forklaring-av-markanvandningstyper-KM-och-MKM/\]](http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/Forklaring-av-markanvandningstyper-KM-och-MKM/), hämtad 2008-11-24
- Nitare, M. (2008). VA Syd. Mailkontakt under hösten.
- Peinerud, E. (2008). ALS Scandinavia AB. Telefonkontakt 2008-10-07
- Pettersson, T. (2008). Bygg- och miljöteknik, Chalmers Tekniska högskola. Mailkontakt 2008-11-12
- PhysProp (2008). Beräkningsprogrammet The EstimationProgram Interface (EPI) Suite™ v.3.12, United States Environmental Protection Agency (US-EPA).
[\[http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm\]](http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm), hämtad 2008-09-08
- Prima, M. (2008). Södra Roslagens miljö- och hälsoskyddskontor. Mailkontakt 2008-11-11
- Riktvärdesgruppen Stockholm län (2008) *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp.* Granskningsversion september 2008. 18 sidor
- SGI (2000). *Mellanlagring av asfalt. Delrapport 4 – Utlakning från vägbeläggingsmaterial innehållande stenkoltjära.* Varia 486. 36 sidor
- SGI (2001). *Lakning av polyaromatiska kolväten ur tjärinnehållande vägbeläggingsmaterial.* Varia 510 (rev.uppl.) 38 sidor
- SMHI (2008). Mailkontakt 2008-11-11
- Stockholms stad (2002). *Dagvattenstrategi för Stockholms stad.* 28 sidor
- Stockholms vatten AB (2000). *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2. Dagvattenklassificering.* 87 sidor
- Stockholm vatten AB (2005). *Metod för bedömning av dagvattenutsläpp till sjöar i Stockholmområdet. Rapport 04-2005.* 118 sidor
- Strauss, C-M. (2008). Naturvårdsverket. Mailkontakt 2008-09-25
- Svensson, B. (2008). *Methodology for Evaluation of Hazards from Solid Waste and Landfill-Generated Leachate.* Media-Tryck, Lund
- Sydsvenskan (2007)
[\[http://sydsvenskan.se/lund/article283573.ece\]](http://sydsvenskan.se/lund/article283573.ece), hämtad 2008-09-10

- U.S. Geological Survey (USGS) (2008)
[<http://wwwaux.cerc.cr.usgs.gov/SPMD/index.htm>], hämtad 2008-11-20
- Van Wezel, A.P., Punte S.S., Opperhuizen, A. (1995). *Lethal Body Burdens of Polar Narcotics: Chlorophenols*. Environmental Toxicology and Chemistry 14:1579-1585
- Vägverket (2004a). *Hantering av tjärhaltiga beläggningar*. Publikation 2004:90. 32 sidor
- Vägverket (2004b). *Handbok för återvinning av asfalt*. Publikation 2004:91. 188 sidor
- Wengström, T. (2008). Tyréns. Löpande kontakt under hösten 2008
- Wik, A. (2008). Institutionen för växt- och miljövetenskaper. Mailkontakt under hösten
- Wild, S. R., Jones, K. C. (1995). *Polynuclear Aromatic-Hydrocarbons in the United Kingdom Environment – A Preliminary Source Inventory and Budget*. Environmental Pollution, 88:91-108
- Öman, C. (2008). Mailkontakt 2008-10-30
- Öman, C., Junestedt C. (2008). *Chemical characterisation of landfill leachates – 400 parameters and compounds*. Waste management 28:1876-1891

Bilaga 1

Resultat från tidigare klassificering av lakvatten enligt programmet som presenteras i "Handbok för lakvattenbedömning" (IVL, 2000a).

Ämne	Enhet	Detektions- gräns	Min	Max	Median	Medel	Rel. st. av.	Antal undersökta lakvatten
Naftalen	µg/l	0,1	-	33	0,2	2,2	275	30
Acenaftylen	µg/l	0,1	-	1,8	0	0,1	396	18
Acenaften	µg/l	0,1	-	1,3	0	0,26	155	18
Fluoren	µg/l	0,1	-	2,5	0	0,39	178	18
Fenantren	µg/l	0,1	-	2,7	0	0,52	171	18
Antracen	µg/l	0,01	-	0,3	0	0,04	221	18
Fluoranten	µg/l	0,01	-	0,87	0	0,09	224	18
Pyren	µg/l	0,01	-	0,5	0	0,05	211	18
Bens(a)antracen	µg/l	0,01	-	0,07	0	0	412	18
Krysen	µg/l	0,01	-	0,08	0	0,01	335	18
Bens(b)fluoranten	µg/l	0,01	-	0,15	0	0,01	412	18
Bens(k)fluoranten	µg/l	0,01	-	0,05	0	0	346	18
Bens(a)pyren	µg/l	0,01	-	0,07	0	0,01	294	18
Dibens(ah)antracen	µg/l	0,03	-	-	-	-	-	18
Benso(ghi)perylen	µg/l	0,03	-	0,09	0	0,01	285	18
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,03	-	0,03	0	0	412	18
summa 16 EPA-PAH	µg/l	0,03	-	11	0,3	2,9	145	18
TOC	mg/l	1	52	490	320	260	-	-
Ca	mg/l	0,2	21	340	96	110	69	14
Fe	mg/l	0,02	0,2	43	3,1	7,2	150	14
K	mg/l	0,4	44	3500	170	410	208	14
Mg	mg/l	0,14	14	83	37	42	54	14
Na	mg/l	0,5	77	1730	290	480	86	14
S	mg/l	0,2	2,9	750	13	74	254	14
Si	-	-	-	-	-	-	-	-
Al	µg/l	18	26	580	130	200	93	14
As	µg/l	1-70		11	1,9	3,8	101	11
Ba	µg/l	1	50	1370	180	290	110	14
Cd	µg/l	0,05		1,4	0,2	0,3	128	13
Co	µg/l	0,2	1,7	21	7,3	7,8	73	14
Cr	µg/l	0,9	1,5	45	9,7	17	94	13
Cu	µg/l	1	5,8	80	12	22	90	14
Hg	µg/l	0,02		0,1	0,022	0,029	119	14
Mn	µg/l	0,9	180	5200	700	1260	116	14
Mo	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni	µg/l	0,6	9,8	91	22	30	73	14
P	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	µg/l	0,6		15	3,8	4,9	88	14
Sr	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	µg/l	4	16	340	46	63	128	14
Pd	µg/l	0,005	0,036	0,17	0,043	0,07	70	6
Pt	µg/l	0,0025	-	0,018	0,0032	0,0056	118	6
Rh	µg/l	0,005	-	0,034	0,0075	0,011	112	6

Bilaga 2

Kemiska bekämpningsmedel analyserade i vattenprov. Metazaklor återfanns över detektionsgräns vid en lokal.

Analyserade ämnen

atrazin	isoproturon
desetylatrazin	klopyralid
desisopropylatrazin	kvinmerac
bentazon	MCPA
BAM	MCPP (mekoprop)
cyanazin	metamitron
2,4-DP (diklorprop)	metazaklor
dimetoat	metribuzin
etofumesat	simazin
fenoxaprop	terbutylazin
fluroxipyr	klorsulfuron
imazapyr	metsulfuronmetyl

Bilaga 3

Detektionsgränser för alifater och aromater vid de olika lokalerna. Enhet µg/l.

Fraktion	Lak 1, Axelgård, Norra förgreningen, dammen	Norra Fäladen upp- och nedströms, Möllevången upp- och nedströms, Fredentorp
>C10-C12	<15	<10
>C12-C16	<15	<10
>C16-C35	<90	<60
>C35-C40	<30	<20