


Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier

Kemisk karakterisering av
lakvatten före och efter olika
behandlingssteg på ett antal
svenska deponier

Olof Cerne, Ann-Sofie Allard, Mats Ek,
Christian Junestedt, Anders Svenson
B1748
November 2007

Rapporten godkänd
2007-11-19



Lars-Gunnar Lindfors
Forskningschef

| | |
|---|--|
| Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB | Anslagsgivare för projektet Naturvårdsverket; Avfall Sverige (f d RVF); Trollhättans kommun; Örebro kommun Tekniska verken i Linköping; WMR ÖKRAB; Skara kommun; Trosa kommun; Sita Sverige; SRV; Renova |
| Adress Box 21060 100 31 Stockholm | |
| Telefonnr 08-598 563 00 | |
| Rapportförfattare Olof Cerne, Ann-Sofie Allard, Mats Ek, Christian Junestedt, Anders Svenson | |
| Rapporttitel och undertitel Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier Kemisk karakterisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier | |
| Sammanfattning Rapporten redovisar resultat från behandling av 9 olika svenska lakvatten, dagvatten från en sorteringsyta och ett kommunalt avloppsvatten. Totalt organiskt material, närsalter, tungmetaller och specifika organiska ämnen har analyserats. För några vatten har också hormonstörande effekter bestämts före och efter behandling. Denna och tidigare liknande undersökningar visar <ul style="list-style-type: none"> • Biologisk behandling i luftad damm eller aktivslam-liknande system som t.ex. SBR ger bra minskning av lättnedbrutet organiskt material förutsatt tillräcklig luftning. Effekten är beroende av slamhalt och uppehållstid och normalt bäst i SBR eller liknande system. Minskningen av kväveföreningar i biologiska system är beroende av både väl luftade, aeroba, delar/perioder och icke luftade, anoxiska, delar eller perioder. De behövs för nitrifikation respektive denitrifikation. För lakvatten som normalt har hög halt kväveföreningar i förhållande till tillgängligt organiskt material krävs tillsats av en extern kolkälla för att nå full denitrifikation och låga kvävehalter. Det fungerar normal bra i SBR och liknande system. Tungmetaller och stabila organiska föreningar kan avskiljas genom att de adsorberas till bioslammet. Förutsatt att slammet tas ut på ett kontrollerat sätt innebär det en rening av vattnet. Metallavskiljningen via slammet tycks vara sämre vid behandling av lakvatten än vid behandling av kommunalt avloppsvatten, antagligen beroende på bildning av lösliga komplex med fulvosyror i lakvattnen. Någon form av luftning av lakvattnet är också nödvändig för att undvika lukt. • Vätmarker, översilningsytor och bevattning av skogsytor är olika sätt att använda den naturliga kväveomsättningen, upptag i växter och adsorptionen till markpartiklar. Genom att de inte luftas artificiellt och man inte tillför något organiskt material krävs stora ytor för att få både nitrifikation och denitrifikation att fungera. Nitrifikationen förutsätter också att det inte finns mycket oxiderbart organiskt material i vattnet. Dessa system kräver alltså i praktiken någon typ av styrd biologisk förbehandling. På grund av de stora ytorna får man normalt en bra avskiljning av tungmetaller och stabila organiska föreningar som är dåligt vattenlösliga. Nackdelen är att man samtidigt förorenar ett större markområde, som eventuellt kan bli mättat och börja släppa ifrån sig olika föreningar igen. Det gäller särskilt metaller vid en försurning. • Kemisk fällning kan användas för att minska mängden tungmetaller i vattnet. Även en del organiskt material kan fällas ut. Det enklaste sättet att fälla ut metaller är att höja pH på lakvattnet. Om man behöver nå lägre resthalter måste man fälla metallerna som sulfider. Fällningen påverkar inte de lättnedbrutna organiska ämnena eller kväveföreningarna. • Indunstning är en dyr metod som ger mycket bra avskiljning av både organiskt och oorganiskt material. Den höga kostnaden beror på stort behov av energi och kemikalier och dyr utrustning på grund av stora korrosionsproblem. • Behandling i kommunala reningsverk är fortfarande det vanligaste i Sverige, antingen direkt eller efter lokal förbehandling. I de flesta fall utgör belastningen av flöde, organiskt material, närsalter och tungmetaller bara en liten del, jämfört med det kommunala avloppsvattnet. I det studerade fallet var det ca 5 % av flödet och mindre än 5 % av allt utom ammonium och klorid. Före anslutning bör man dock kontrollera om lakvattnet ger en stabil hämning av respiration eller nitrifikation i verket, och man bör följa upp kvaliteten på uttaget bioslam. | |
| Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Lakvatten, behandling, kemiska analyser, hormonstörning, Sverige | |
| Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1748 | |
| Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se, e-post: publicationservice@ivl.se, fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm | |

Förord

Gamla synder

Lakvatten från deponier är mycket komplexa att beskriva och bedöma. Varje deponi är unik och förändras med tiden. En deponi kan ses som ett tidsarkiv av teknosfären. Om man bortser från de allra modernaste deponierna och rena industrideponier så kan man räkna med att en deponi innehåller de flesta material som använts i samhället. Eftersom tungmetaller, bekämpningsmedel, giftiga ämnen i byggmaterial, färger och plaster etc. använts och används fortfarande i samhället återfinns de även i deponiernas lakvatten om än i låga halter. Även ämnen som varit förbjudna sedan länge återfinns i lakvatten och kommer att fortsätta läcka ut från deponier under lång tid.

Sila kamelerna!

För att skydda grundvatten och andra känsliga recipienter vill vi begränsa spridningen av miljöstörande ämnen från såväl lakvatten som andra spridningskällor. Rent vatten är en krympande resurs som är svårt att överskatta värdet av. Vattenrening är en resurskrävande miljöåtgärd och kan ibland konkurrera med andra miljöåtgärder. Vi vill lägga resurserna där de gör bäst nytta och undvika att sila myggor och svälja kameler. För att göra kloka val hur vi skyddar miljön behöver vi kunskap om vilka utsläpp som utgör problem. Det är en komplicerad fråga som innefattar kunskap om ämnen, halter, mängder, nedbrytningsvägar och recipientens känslighet.

När vi saknar tillräcklig kunskap kan vi välja att chansa eller tillämpa försiktighetsprincipen. Ett problem som kan uppstå om man väljer försiktighetsprincipen, t.ex. att behandla ett lakvatten med en mycket avancerad metod, är att man kan skapa andra problem t.ex. hög energiförbrukning, utsläpp till luft eller stor markanvändning. Problemet med att chansa är å andra sidan att när föroreningarna väl har hamnat i recipienten är de mycket svåra att ta bort! Det finns inga enkla svar på den komplicerade frågan: ”När har vi renat tillräckligt?”, men det är viktigt att ha en helhetssyn i miljöarbetet. Deponiägaren har ett ansvar för deponins påverkan på miljö, såväl hantering av utsläppen som energiförbrukning. Myndigheterna och politikerna har ett ansvar att samhällets resurser används på ett klokt sätt för att skydda vår miljö.

Några frågeställningar som anknyter till ovanstående funderingar:

- Kan man hindra föroreningarna i lakvattnet att nå recipienten?
- Vilka andra föroreningskällor finns? Vad kostar det att åtgärda dessa?
- Vill man undvika att behandla lakvattnet i avloppsreningsverket? Är man rädd för föroreningar som kan göra slammet obrukbart som gödningsmedel? Är lakvattnet ett problem jämfört med andra utsläpp till reningsverket?

Problemet med föroreningar i lakvatten får oss att se på de större frågorna kring avfallshantering och resurshushållning.

- Det är ofta en fördel att åtgärda ett utsläpp så nära källan som möjligt. Hur minskar vi lakvattenproduktionen? Snabbare täckning? Deponering under tak?
- Kan man helt undvika uppkomst av lakvatten? Ökad återvinning, ökad förbränning och minimerad deponering som sker under tak?
- De gamla deponierna, vad gör vi med dem? Gräver upp och återvinner och förbränner? Går det att göra med mer vinster än förluster för miljön?

Vilka val vi anser vara klokast påverkas av värderingen av olika resurser. Hur man klokast hanterar avfall och lakvatten beror på värderingen av rent vatten, energi, transporter, råvaror och tillgång till tekniker.

En bit i ett pussel

Vi hoppas att det här projektet bidrar med en pusselbit till kunskaperna som behövs för att göra kloka val i avfallshanteringen. Projektet har varit givande och lärorikt. Besöken hos de olika deponierna och möten med människorna som arbetar där har varit stimulerande. Det finns en vilja och ett engagemang både hos avfallsbolagen och hos tillsynsmyndigheterna att minska miljöpåverkan från avfallshanteringen.

Tillkännagivanden

Författarna vill tacka Naturvårdsverket, Avfall Sverige (f.d. RVF) och medverkande kommuner och avfallsbolag för finansieringen av projektet.

De medverkande avfallsbolagen har varit:

Trollhättans kommun

Örebro kommun

Tekniska verken i Linköping

WMR

ÖKRAB

Skara kommun

Trosa kommun

Sita Sverige

SRV

Renova

Följande personer på IVL har bidragit med värdefulla kunskaper och hjälp i arbetet: Peter Solyom, John Sternbeck (f.d. IVL, nu på WSP), Anna-Lisa Broström, Mikael Remberger, Rune Bergström, Carl Jägersten (examensarbetare på IVL 2007).

Kontakt

Författarna diskuterar gärna resultaten och idéer om fortsatta arbeten på området.

Vid frågor om lakvatten i allmänhet, rapportens innehåll, och om provtagning, analyser, utvärdering av miljöpåverkan etc:

Olof Cerne, Cerne Cleantech Consulting, tel 0735-153340, olof@rentur.se

Vid frågor om biologisk behandling:

Mats Ek, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 08-59856300, mats.ek@ivl.se

Vid frågor om hormonella effekter i miljön:

Anders Svenson, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 08-59856300, anders.svenson@ivl.se

Ann-Sofie Allard, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 08-59856300, annsophie.allard@ivl.se

Sammanfattning

Rapporten redovisar resultat från behandling av 9 olika svenska lakvatten. Förutom huvudinnehållet av totalt organiskt material, närsalter och tungmetaller har också en mängd specifika organiska ämnen analyserats. För några av lakvattnen har också hormonstörande effekter bestämts före och efter behandling. Som jämförelse finns också analyser av ett dagvatten från en sorteringsyta och ett kommunalt avloppsvatten.

Denna och tidigare liknande undersökningar visar

- **Biologisk behandling** i luftad damm eller aktivslam-liknande system som t.ex. SBR ger bra minskning av lättnedbrutet organiskt material förutsatt tillräcklig luftning. Effekten är beroende av slamhalt och uppehållstid och normalt bäst i SBR eller liknande system. Minskningen av kväveföreningar i biologiska system är beroende av både väl luftade, aeroba, delar/perioder och icke luftade, anoxiska, delar eller perioder. De behövs för nitrifikation respektive denitrifikation. För lakvatten som normalt har hög halt kväveföreningar i förhållande till tillgängligt organiskt material krävs tillsats av en extern kolkälla för att nå full denitrifikation och låga kvävehalter. Det fungerar normal bra i SBR och liknande system. Tungmetaller och stabila organiska föreningar kan avskiljas genom att de adsorberas till bioslammet. Förutsatt att slammet tas ut på ett kontrollerat sätt innebär det en rening av vattnet. Metallavskiljningen via slammet tycks vara sämre vid behandling av lakvatten än vid behandling av kommunalt avloppsvatten, antagligen beroende på bildning av lösliga komplex med fulvosyror i lakvattnen. Någon form av luftning av lakvattnet är också nödvändig för att undvika lukt.
- **Våtmarker, översilningsytor och bevattning av skogsytor** är olika sätt att använda den naturliga kväveomsättningen, upptag i växter och adsorptionen till markpartiklar. Genom att de inte luftas artificiellt och man inte tillför något organiskt material krävs stora ytor för att få både nitrifikation och denitrifikation att fungera. Nitrifikationen förutsätter också att det inte finns mycket oxiderbart organiskt material i vattnet. Dessa system kräver alltså i praktiken någon typ av styrd biologisk förbehandling. På grund av de stora ytorna får man normalt en bra avskiljning av tungmetaller och stabila organiska föreningar som är dåligt vattenlösliga. Nackdelen är att man samtidigt förorenar ett större markområde, som eventuellt kan bli mättat och börja släppa ifrån sig olika föreningar igen. Det gäller särskilt metaller vid en försurning.
- **Kemisk fällning** kan användas för att minska mängden tungmetaller i vattnet. Även en del organiskt material kan fällas ut. Det enklaste sättet att fälla ut metaller är att höja pH på lakvattnet. Om man behöver nå lägre resthalter måste man fälla metallerna som sulfider. Fällningen påverkar inte de lättnedbrutna organiska ämnena eller kväveföreningarna.
- **Indunstning** är en dyr metod som ger mycket bra avskiljning av både organiskt och oorganiskt material. Den höga kostnaden beror på stort behov av energi och kemikalier och dyr utrustning på grund av stora korrosionsproblem.
- **Behandling i kommunala reningsverk** är fortfarande det vanligaste i Sverige, antingen direkt eller efter lokal förbehandling. I de flesta fall utgör belastningen av flöde, organiskt material, närsalter och tungmetaller bara en liten del, jämfört med det kommunala avloppsvattnet. I det studerade fallet var det ca 5 % av flödet och mindre än 5 % av allt utom ammonium och klorid. Före anslutning bör man dock kontrollera om lakvattnet ger en stabil hämning av respiration eller nitrifikation i verket, och man bör följa upp kvaliteten på uttaget bioslam.

Summary

The results from treatment of 9 landfill leachates, one stormwater from a waste treatment area and one municipal sewage effluent are shown. Total organic carbon, nutrients, metals and specific organic compounds have been analysed. Some of the waters have also been tested for hormone disturbing effects before and after treatment. This and earlier similar studies show:

- **Biological treatment** in aerated pond or systems with active sludge like SBR (sequenced batch reactor) give a good decrease of easily degradable organic material, provided sufficient aeration. The effect depends on sludge concentration and is normally best in SBR or similar systems. The decrease of nitrogen compounds in biological systems demands both well aerated and non-aerated, anoxic, periods or parts. This is necessary to get both nitrification and denitrification. For landfill leachates, that normally have a high nitrogen/carbon ratio, an extern carbon source is needed to get full denitrification. Nitrogen removal is normally good in SBR and similar systems. Heavy metals and stable organic compounds can be separated by absorption to the sludge. In order to achieve a good water treatment, the sludge must be separated in a controlled way. Generally the separation of metals in landfill leachate treatment seems to be less efficient compared to in sewage treatment, probably due to the formation of soluble complex by fulvic acids in the leachate. The aeration also reduces odour from the leachate.
- **Wetlands and forest irrigation** are ways to use the natural nitrogen cycle, uptake in plants and absorption to soil. To get both the denitrification and the nitrification to work without artificial aeration and extern carbon source the treatment needs large areas. The natural nitrification only works with relatively low amounts of degradable organic materials in the water. Therefore in practice these systems require some type of biological pre-treatment. The great surface gives a good separation of heavy metals and stable organic compounds that have a low water solubility. The disadvantage is that a land area is contaminated and it could become saturated and begin to release contaminants again. This is specially a risk for metals in case of lower pH in the soil.
- **Chemical precipitation** can be used in order to decrease the amount of heavy metals in the water. Some organic material can also be precipitated. The simplest way to precipitate metals is to increase pH in the leachate. To get lower metal concentrations the metals must be precipitated as sulphides. The precipitation does not influence most organic material or nitrogen compounds.
- **Evaporation** is a costly method that gives very good separation of both organic and inorganic materials. The high cost depends on great need of energy and chemicals and costly equipment due to corrosion problems.
- **Treatment in municipal sewage treatment plants** is still the most common system in Sweden, either direct or after local pre-treatment. In most cases the load of water, organic material, nitrogen compounds and heavy metals constitutes only a small part compared with the sewage. In the studied case the leachate constituted approximately 5% of the flow and less than 5% of all analysed compounds except ammonium and chloride. It is however important to check if the leachate gives a stable inhibition of respiration or nitrification in the treatment plant, and the quality of the sludge should be controlled.

Innehållsförteckning

| | |
|---|------|
| Förord | 1 |
| Tillkännagivanden..... | 2 |
| Kontakt | 2 |
| Sammanfattning..... | 3 |
| Summary | 4 |
| Inledning..... | 6 |
| 1 Bakgrund..... | 7 |
| 1.1 Uppkomst av lakvatten | 7 |
| 1.2 Innehållet i lakvatten och andra vatten..... | 8 |
| 1.3 Upptag i biota | 9 |
| 1.4 Krav på behandling..... | 10 |
| 2 Metoder..... | 11 |
| 2.1 Provtagning..... | 11 |
| 2.2 Kemiska analyser..... | 11 |
| 2.3 Hormonstörande effekter | 11 |
| 3 Undersökta behandlingsmetoder..... | 12 |
| 3.1 Luftad damm..... | 12 |
| 3.2 Våtmark | 13 |
| 3.3 SBR..... | 13 |
| 3.4 Översilningsyta | 13 |
| 3.5 Indunstning..... | 14 |
| 3.6 Kemisk fällning..... | 14 |
| 4 Undersökta anläggningar..... | 15 |
| 5 Resultat..... | 16 |
| 5.1 Luftad damm och våtmark | 16 |
| 5.2 Luftad damm och våtmark..... | 2020 |
| 5.3 Luftad damm och våtmark | 244 |
| 5.4 Luftad damm, SBR-anläggning och rotzonsbehandling..... | 288 |
| 5.5 Luftad damm, sandfilter och naturlig våtmark | 333 |
| 5.6 Indunstningsanläggning | 377 |
| 5.7 Översilningsyta och våtmarksdammar..... | 41 |
| 5.8 Kemisk fällning och våtmark | 466 |
| 5.9 Behandling i avloppsreningsverk..... | 49 |
| 5.10 Dagvatten från sorteringsyta för avfall | 53 |
| 6 Resultat från tidigare undersökta lakvattenbehandlingar | 566 |
| 6.1 SBR-behandlat lakvatten..... | 566 |
| 6.2 Lakvatten behandlat genom luftning och översilning..... | 588 |
| 6.3 Lakvatten behandlat genom SBR-anläggning och översilning..... | 60 |
| 7 Andra behandlingstekniker..... | 63 |
| 8 Hormonstörande effekter | 64 |
| 9 Referenser..... | 66 |

Bilaga 1 Journalartiklar relaterade till upptag av lakvatten i växter

Bilaga 2 Tabeller med halter

Inledning

Projektets omfattning

Lakvatten på 9 deponier, ett dagvatten från en sorteringsyta för avfall och ett kommunalt avloppsvatten har undersökts.

Syftet med projektet var följande:

Att utvärdera effekten av olika behandlingssteg med avseende på förmågan att ta bort organiska föreningar, kväveföreningar och metaller i lakvatten. Behandling i kommunalt reningsverk tillsammans med avloppsvatten inkluderas och är en viktig referens till lokala behandlingsmetoder.

Att karakterisera lakvatten, både före och efter behandling, med avseende på ett större antal parametrar än vad som tidigare gjorts. IVL har tidigare gjort breda karakteriseringar av ett antal lakvatten. Dock har det oftast handlat om obehandlade ”färska” lakvatten. Ur miljösynpunkt är det av stort intresse att göra karakterisering av behandlat lakvatten som går till recipient eller kommunalt reningsverk.

Projektets begränsningar

Detta projekt har undersökt ett antal lakvatten och ett antal vanligt förekommande behandlingsmetoder. Det är ett omfattande material men det är ändå inte en komplett genomgång. Det finns andra behandlingsmetoder som kan vara intressanta för lakvatten.

De lakvatten som undersökts är inte representativa för Sveriges lakvatten. Urvalet har bestämts av vilka avfallsbolag som har deltagit i projektet. Detta innebär att det är i viss mån större avfallsbolag med mer resurser och kanske också bättre miljöarbete än genomsnittet som deltagit. Projektets resultat kan användas tillsammans med andra undersökningar för att höja kunskapen på området.

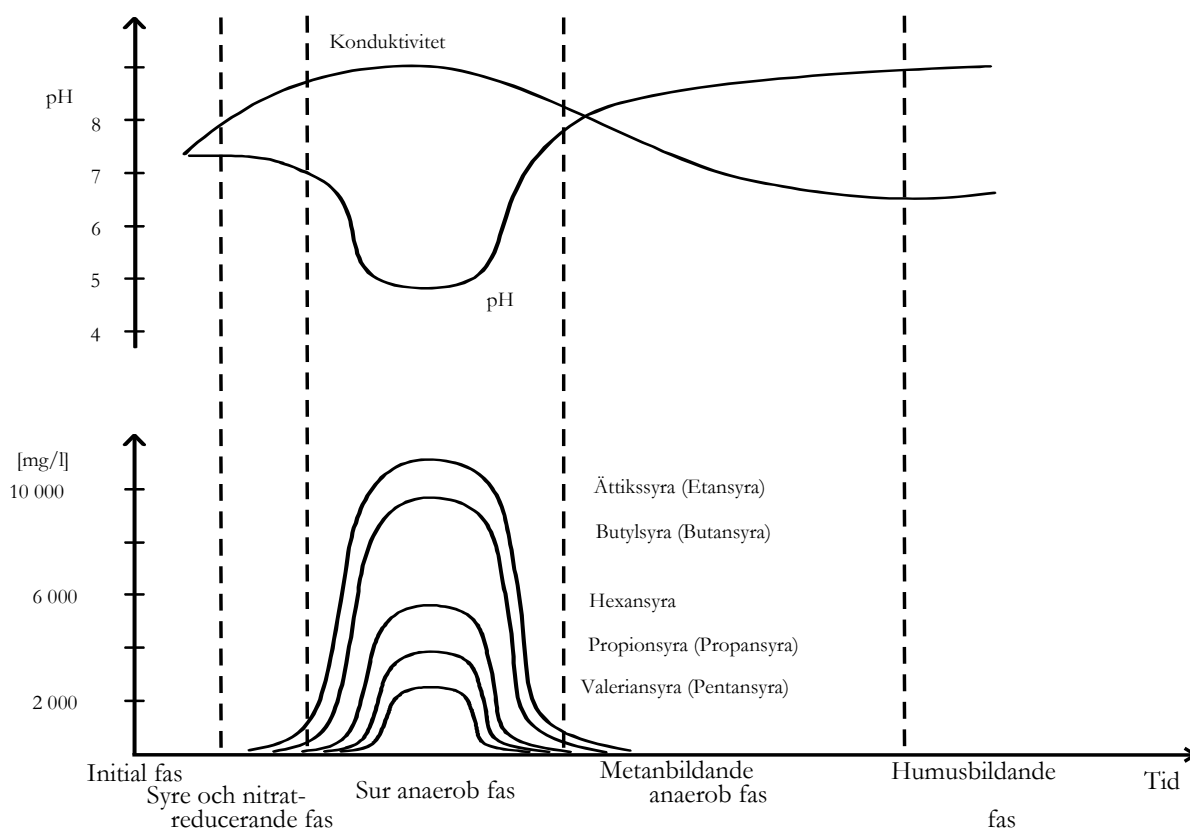
Rapportens upplägg

Rapporten inleds med en allmän del om lakvatten, dess innehåll och några aktuella behandlingsmöjligheter. Därefter redovisas och diskuteras resultat för varje besökt anläggning för sig.

1 Bakgrund

1.1 Uppkomst av lakvatten

I den inledande fasen har den gamla typen av kommunala deponier hög syrehalt, men genom packning och hög halt organiskt material kommer en biologisk aktivitet att snabbt förbruka syret. Deponin kommer in i en anoxisk, syrabildande fas. I denna acidogena fas bildas fettsyror (främst ättiksyra), koldioxid och en del vätgas. Gradvis kommer sedan den helt anaeroba, metanogena fasen igång. Här bildas metangas och koldioxid, så kallad deponigas eller biogas. Den innehåller i sig kring 70 % metan och 30 % koldioxid, men beroende på hur man utvinnet den blandas den ofta med lite luft och kommer att innehålla en del kvävgas också.



Figur 1. Faser i en deponi (Öman 1999a)

I en aktiv deponi förekommer de olika faserna samtidigt i olika delar av deponin. De biologiska processerna i deponin påverkas alltså av mängden syre, vilket i sin tur påverkas av om deponin är utformad så att fukt stannar kvar eller dräneras. Med tiden kan en deponi, eller delar av en deponi, åter få oxiderande förhållanden. Oxiderande förhållanden kan mobilisera metaller (Mårtensson m.fl. 1999).

Lakvatten bildas av det regnvatten som rinner ner genom avfallet och de salter, närsalter, metaller och organiska ämnen som finns i deponin. Det lakvatten som finns i deponin och som rinner eller

pumpas ur deponin kallas perkolat. I denna rapport använder vi olika termer, perkolat, lakvatten från damm osv, för att ange hur provtagningen ägt rum. Regnvatten som runnit genom och på avfallshögar vid sorteringsytor kan sägas vara en typ av lakvatten. Vi har valt att kalla detta dagvatten. På en avfallsstation finns ofta områden med specialavfall, avfallsceller. Det kan vara komposthögar för trädgårds- och parkavfall eller celler för behandling av förorenad jord. Dessa producerar också en sorts lakvatten. Ofta har man en uppsamlingsdamm för lakvatten. Där samlas ofta alla delströmmar av vatten på deponiområdet upp. Vi kallar detta för lakvatten. I dammen är lakvattnet utspätt, ”svagare”, än perkolatet. Enskilda delströmmar, t.ex. dagvatten från sorteringsytor kan vara betydligt mer koncentrerade med avseende på vissa ämnen, ”starkare” än perkolatet. Uppsamlingen av lakvatten och andra vatten på deponiområden skiljer sig en del. Detta har inte undersökts närmare i projektet. Kraven som ställs på deponiägare av respektive länsstyrelser kan nog i praktiken skilja sig åt beroende på vad som anses vara tekniskt möjligt inom rimliga ekonomiska ramar. Om en deponi exempelvis från början är anlagd utan botten tätning på genomsläpplig yta så är det svårt att samla upp allt lakvatten. Det är då oundvikligt att lakvatten hamnar i grundvattnet. Enda åtgärden för att undvika detta torde vara att gräva upp och flytta avfallet till en ny deponi eller låta det gå till förbränning. Det förekommer att detta görs med äldre små deponier. I vilken omfattning det görs är oklart.

1.2 Innehållet i lakvatten och andra vatten

IVL har under en följd av år karakteriserat en stor mängd lakvatten från svenska deponier. Tabell 1 visar en sammanställning av innehållet i ett antal lakvatten. För läsbarhetens skull redovisas endast ett fåtal parametrar. Som jämförelse finns data från dagvatten från sorteringsytor, renat avloppsvatten och uppgifter på Naturvårdsverkets bedömningar samt naturliga halter.

Tabell 1. Sammanställning av innehåll i lakvatten och några andra vatten. (Halten=0 betyder att halten är mindre än detektionsgränsen) (Öman 1999b, Junestedt m.fl. 2004)

| Parameter | Lakvatten | Medel i lakvatten (n) | 4 dagvatten, sorteringsyta för avfall | Renat avlopp Stockholm /Borlänge | Låga halter* | Måttliga halter* | Naturliga halter* |
|-----------------------------------|-----------|-----------------------|---------------------------------------|----------------------------------|--------------|------------------|-------------------|
| Allmänna parametrar (mg/l) | | | | | | | |
| COD | 160-1300 | 640 (19) | 310-1300 | 35/46 | | | |
| BOD | 3-110 | 30 (18) | 89-540 | 2/8 | | | |
| N-tot | 15-870 | 270 (22) | 10-28 | 8/31 | | | |
| Metaller (µg/l) | | | | | | | |
| As | 0-41 | 9 (28) | 4-23 | 1/27 | 0,4-5 | 5-15 | 0,4 |
| Cd | 0-3 | 0,3 (31) | 1-4 | | 0,01-0,1 | 0,1-0,3 | 0,014 |
| Cr | 0-161 | 27 (30) | 6-81 | <1/1 | 0,3-5 | 5-15 | 0,4 |
| Cu | 1,6-80 | 10 (31) | 50-330 | | 0,5-3 | 3-9 | 1,3 |
| Hg | 0-0,55 | 0,04 (30) | 0,06-0,6 | <0,01/<0,01 | | | 0,004 |
| Pb | 0-45 | 6 (31) | 13-510 | <0,5/<0,5 | 0,2-1 | 1-3 | 0,05 |
| Tl | 0-1,7 | 0,2 (18) | | | | | 0,005 |
| Organiska ämnen (µg/l) | | | | | | | |
| PAH _{EPA-16} | 0-11 | 2 (32) | 1-36 | | | | |
| Nonylfenol | 0-17 | 2 (14) | 0,2-4,5 | I u/1,2 | | | |
| NFmonoetoxylat | 0-15 | 7 (8) | 0,2-14 | I u/0 | | | |
| Dietylftalat | 0-5 | 0,8 (30) | 2,5-22 | 0/i u | | | |
| PBDE | 0-0,07 | 0,03 (9) | 0,01 (1) | I u/0,04 | | | |
| 2,4-DP | 0-8 | 1,2 (25) | 0 | I u/0 | | | |
| TBT (ng/l) | 0-20 | 3 (12) | 10-500 | I u/3 | | | |
| Metyl-Hg (ng/l) | 0-0,9 | 0,4 (8) | | | | | 1-3** |

* Naturvårdsverket 1999b; ** Mieli m.fl. 1998

1.3 Upptag i biota

En del växter och djur tar upp metaller och organiska föreningar från jord och vatten. Kunskapen om detta är viktig både för att bedöma risken för miljöpåverkan av förorenat vatten och för att bedöma möjligheterna att använda växter för att rena vatten.

Projektet gjorde en litteratursökning om biologiskt upptag av metaller och organiska ämnen. Källa: ISI Web of knowledge, sökord: Plant uptake, landfill leachate, sewage, phytoremediation, soil-plant remediation, phytoaccumulation, PAH, phytoextraction, rhizofiltration. Artiklarnas sammanfattningar finns i bilaga 1.

Litteratursökningen visar att det finns en mängd växter som kan vara intressanta att testa för rena vatten från tungmetaller och PAH. Mer litteraturstudier och pilotförsök föreslås för att se om någon växt kan göra nytta för ett mer specifikt lakvatten i svenskt klimat.

Här följer en kort sammanfattning av 11 intressanta artiklar:

1. Laboratorieförsök visar att kikuyugräs, *Pennisetum clandestinum* kan ackumulera tungmetallerna krom, nickel, zink och bly och är tolerant mot höga halter av dessa metaller. Kikuyugräs kan vara en lämplig växt för behandling av tungmetallhaltiga jordar och vatten (Sogut m.fl. 2005)
2. Experiment för bedömning av biotillgängligheten av PAHer i jord från ett gasverk på zucchini, *Cucurbita pepo ssp. pepo*, gurka, *Cucumis sativus*, och squash, *Cucurbita pepo ssp. ovifera* samt två arter av jordlevande maskar, *Eisenia foetida* och *Lumbricus terrestris*, visar att ackumulationsnivåerna av PAH inte bara är artberoende, men att också olika PAHer ackumuleras olika mycket (Parrish m.fl. 2006).
3. Studie utförd i syfte att skapa underlag för en beräknings/förutsägnings modell ("partition limited model") av växtupptag av PAHer (fenantren och pyren) genomfördes på rajgräs odlad i jord och i vatten. Förutom god överensstämmelse mellan modell och verklighet, konstaterar man att upptag av PAHer ur vatten är högre än ur jord med samma halter (Gao, Ling 2006).
4. En studie av biotillgänglighet av Cd, Mn och Zn i gråvide, *Salix cinerea*, som växer i säsongsvisa översvämmade kontaminerade sediment visar på skillnader i upptag mellan metallerna och olika översvämningsbetingelser. (Vandecasteele m.fl. 2005).
5. Vissa kloner av *Salix* är mycket effektiva på att ta upp kadmium och kan användas för att rena åkermark (Berndes m.fl. 2004)
6. Den snabbväxande och Zn-hög-ackumulerande växten alokasia, *Alocasia macrorrhiza*, användes i en studie av samtidigt metallupptag och slamstabilisering på ett avfallsvattenbehandlingsverk i södra Kina. (Samake m.fl. 2003).
7. En undersökning visar att vattenhyacint, *Eichhornia crassipes*, kan användas för rening av lakvatten. Tungmetallerna koppar, krom och kadmium tas upp effektivt medan bly och nickel tas upp dåligt. (El-Gendy m.fl. 2006).
8. Undersökning av tungmetaller (Cd, Pb, Cu, Ni, Mn, Zn och Fe) i urangruvdumpar i Polen visade på höga upptag i växter – i synnerhet i hängsäl, *Salix caprea* och vårtbjörk, *Betula pendula*, vilka är vanliga i området (Wisloca m.fl. 2006).

9. Laboratorie- och pilotstudier av effektiviteten hos vattenhyacint, *Eichhornia crassipes*, och musselblomma, *Pistia stratiotes*, för avloppsvattenrening visade att växterna är kapabla att minska alla testade indikatorer av vattenkvalitet till nivåer som tillåter användande av vattnet för bevattning av trädgrödor (Zimmels m. fl. 2006).

10. En modell för simulering av phytoextraction/rhizofiltration av tungmetallförorenad jord och avfallsvatten har utvecklats (Verma m.fl. 2006).

11. Förädling av sareptasenap, *Brassica juncea*, ledde till att 7 av 30 varianter uppvisade väsentligt högre metallextraktionsegenskaper än kontrollplantorna (Nehnevajova m.fl. 2006).

1.4 Krav på behandling

Svenska deponiägare har ofta krav på sig kopplade till lakvatten. Vanligast är ett så kallat utförandekrav, vilket betyder att deponiägaren får uppgifter om och hur lakvattnet skall behandlas och vart det skall ledas efter behandling. Den andra typen av krav som ställs är funktions- eller emissionskrav, vilket avser att krav ställs på utsläppshalten av vissa kemiska parametrar i lakvattnet. Emissionskravet innebär således ofta någon form av lokal behandling av lakvattnet innan det leds till recipient eller reningsverk. De vanligaste villkoren för lokal lakvattenbehandling är kväve (som total-N eller ammonium-N) och COD.

Vanligaste utförandekravet är att deponiägaren skall leda sitt lakvatten till kommunalt reningsverk antingen direkt eller efter en lokal behandling.

Beträffande emissionskraven så är det väldigt olika vad som krävs beroende på var i landet anläggningen är lokaliserad. Absolut vanligast är att det ställs krav på reducerade halter av närsalter, främst kväveföreningar. Andra vanliga parametrar som ingår vid de anläggningar där emissionskrav upprättats är flöde, BOD, TOC, pH, ett antal tungmetaller, samt PAH, PCB, AOX, nonylfenol och toluen.

Frågan är hur långt man behöver gå med behandlingen av lakvattnet innan det leds vidare. Recipientens storlek och känslighet är naturligtvis skäl till att olika krav ställs på olika deponiägare.

Olika typ av behandlingsmetod ger naturligtvis olika behandlingsresultat. Vissa parametrar bryts ned och eller omvandlas, men andra avskiljs endast och lagras upp i sedimenten eller de slam som uppkommer i de olika systemen. En fråga som bör ställas i detta sammanhang är hur robusta systemen är och hur de kommer att klara en behandling på sikt med tanke på att potentiellt miljöfarliga föreningar lagras upp i systemen och att den kemiska sammansättningen på lakvattnet framöver kan komma att se annorlunda ut på grund av bland annat förbudet mot deponering av organiskt material.

Vad som styr valet av behandlingsmetod förutom att kraven skall tillgodoses och att de skall vara robusta och uthålliga är naturligtvis kostnaden för att anlägga och driva en behandlingsanläggning. De vanligaste metoderna i Sverige idag är biologiska system med luftade dammar eller aktivslam-system och olika typer av mark-växt-system.

2 Metoder

2.1 Provtagning

På de flesta anläggningar har lakvatten provtagits före och efter ett eller flera behandlingssteg. Vatten har provtagits som stickprov. Vi har, om inte annat anges, använt oss av den metodik som är beskriven i Handbok för lakvattenbedömning (Öman m.fl. 2000). Detta gäller provtagningarna, provhantering, rengöring av provkärl och konservering av prover.

Vid provtagning av vatten på flera ställen i ett behandlingssystem uppkommer problemet med retentionstiden för vattnet. Lakvattnets sammansättning i en punkt skiftar över tiden bland annat på grund av skillnader i nederbörd och temperatur. Det är därför eftersträvänsvärt att provta från samma tänkta vattenpaket eller ”plugg”. Om retentionstiden (transporttiden för ett vattenpaket) är en vecka från intaget till utloppet på en våtmarksyta så försöker man att provta utloppet en vecka efter provtagningen av inloppet. Det kan dock vara svårt att veta retentionstiden. Problemet blir mindre om lakvattnet uppsamlas i en stor damm innan behandlingen. Skillnaderna på lakvattnet som rinner in till dammen från deponin utjämnas då och man kan anta att lakvattnet som behandlas har samma utgångsläge under en period.

Den biologiska aktiviteten ändras starkt mellan årstiderna vilket kan vara ett problem dels i de fall när provtagningarna görs med långt mellanrum och dels för att resultatet av en studie inte säkert gäller för hela året.

Den generella koncentrationen i lakvattnet som ändras på grund av skillnader i nederbörd och inträngning av grundvatten eller tillflöden av andra vatten kan i viss mån följas med hjälp av några konservativa parametrar, grundämnen som är starkt vattenlösliga och som har liten benägenhet att bindas till något material vid olika behandlingar. De parametrar som kan användas är t.ex. klorid, fluorid, natrium och antimon.

2.2 Kemiska analyser

De kemiska analyserna har utförts av IVLs laboratorier och Analytica AB samt deras underleverantörer.

2.3 Hormonstörande effekter

Test av hormonstörande effekter har utförts av IVL på 8 vatten som studerats i projektet. Det är ett relativt nytt forskningsområde och det finns inte så stora jämförelsematerial.

Test av östrogena och androgena effekter utfördes med modifierade jästcellstammar, som innehåller gener för östrogenreceptor respektive androgenreceptor. Det bildas en rödfärgad produkt i den hormonstyrda process i vilken genen för enzymet β -galaktosidas utnyttjas som markör. Enzymet produceras av denna markör som i sin tur styrs av östrogenreceptorn i den modifierade jästcellen. Effekten kan sedan mätas spektrofotometriskt vid 540 nm.

Provextrakt testades i 96-håls mikrotiterplattor. På varje platta applicerades en negativ kontroll med tillväxtmedium, en serie med 12 koncentrationer av 17β -östradiol eller dihydrotestosteron (positiva

kontroller), och extrakt av vattenprover (12 spädningar, spädfaktor 2,0). Plattorna inkuberades vid 32 respektive 28 °C i 3 dygn och avlästes därefter i en automatisk plattläsare vid 540 nm (Spectracount, Packard). Resultaten av test av den positiva kontrollen beräknades som EC₅₀ i ng L⁻¹ och för vattenproven beräknades först EC₅₀ uttryckt som spädfaktor och därefter genom omräkning med positiva kontrollens EC-värde i östradiol- respektive dihydrotestosteronekvivalenter (E2-ekv. eller DHT-ekv.) och uttrycks i sorten ng/l vattenprov.

Vattenprov testades i triplikat (tre separata plattor) och resultaten anges som log-normalfördelade medelvärden för EC₅₀ med gränser för en standardavvikelse.

För mer ingående förklaringar av test för hormonstörande effekter, se Svenson, Allard (2002) och Svenson m.fl. (2004a,b).

3 Undersökta behandlingsmetoder

De lokala lakvattenbehandlingsanläggningar som har undersökts i detta projekt är:

- Luftad damm med efterföljande våtmarksdammar
- SBR (Sequencing Batch Reactor eller Satsvis Biologisk Reaktor) med efterföljande våtmark
- Luftad damm med infiltration i naturlig våtmark eller skogsbevattning
- Indunstning med återförsel av koncentrat
- Översilningsyta med efterföljande våtmarksdammar
- Kemisk fällning med efterföljande våtmarksdammar samt skogsbevattning

3.1 Luftad damm

I de luftade dammarna sker generellt sett en viss nedbrytning av organsikt material (BOD och COD). Genom tillförsel av luft till lakvattnet som ofta har ett pH mellan 6,6 och 8,9 så kan en del av kvävet drivas av i form av ammoniak i det högre pH-intervallet. Till viss del beror detta även på att kolsyra lämnar systemet vid luftningen och pH därmed stiger. För att erhålla en nitrifiering krävs en viss uppehållstid i dammen för att säkerställa en tillräcklig mikroorganismtillväxt. Tidigare undersökningar av luftade lakvattendammar har visat en måttlig nitrifikation på grund av låga bakteriehalter. Nitrifikationen kan också hämmas av höga ammoniumhalter.

Luftningen innebär också en oxidation av exempelvis järn och mangan från 2-värt till 3-värt, vilket gör att de faller ut som hydroxider. De flesta tungmetaller är bundna som sulfider i deponin. De sulfidpartiklar som lämnar deponin med lakvattnet kan oxideras vid luftningen och man frigör en del metaller och bildar sulfat.

I denna studie har 4 luftade dammar undersökts. Vid tre av dessa har prover tagits ut före och efter luftning och vid den fjärde har prov tagits ut efter luftningen. Uppehållstiden i de luftade dammar som undersökts varierar mellan 20 dagar och 8 månader. I samtliga fall har den luftade dammen varit ett inledande steg i den lokala reningsanläggningen där det sista steget utgjorts av en våtmark. Där emellan finns varianter på och kombinationer av olika behandlingssteg inkopplade.

3.2 Våtmark

I våtmarken sker en ytterligare minskning av kvävet i lakvattnet genom att kvävet hålls kvar eller omvandlas via växtupptag, denitrifikation eller fastläggning i sediment och mark.

I våtmarken sker även en ytterligare nedbrytning och fastläggning av organiskt material och en fastläggning av metaller.

Inom ramen för detta projekt har tre stycken konstgjorda och en naturlig våtmark undersökts. Tre av våtmarkerna är av typen ytavrinning och en av typen rotzon. Skillnaden mellan dessa typer är att en rotzonsanläggning generellt sett är mer kompakt och djupare än en ytavrinningsvåtmark. Dessutom är en rotzonsanläggning anlagd med tätare växtskikt och består ofta av ett grunt sand/grus/jord-filter.

I jämförelse med ytavrinning sker oftast en mer omfattande filtrering genom materialet i en rotzonsanläggning medan möjligheten för nitrifiering avtar i och med minskad tillgång till syre.

3.3 SBR

En SBR-anläggning har den fördelen att den innefattar både aeroba och anoxiska (syrefria) processer, allt i samma tank. De olika cyklerna brukar köras med jämna intervall om 4 till 8 timmar. Vattnet fylls på uppifrån då den aeroba processen startar och vattnet syresätts via membranluftare som är placerade i botten på tanken. Därigenom syresätts också mikroorganismer varvid ammonium nitrifieras och en nedbrytning av BOD sker. I slutet av luftningen tillsätts fällningsmedel för fosforreduktion. Då luftningen avbryts och den anoxiska processen startar bildar det aktiva slammet och den utfällde fosfor flockar som snabbt sedimenterar då omblandningen stoppas. En del av det bildade slammet tas ut, antingen i varje cykel eller med längre mellanrum. Därefter tappas en del av klarfasen (det renade vattnet) av och en ny cykel inleds.

En viktig skillnad mot den luftade dammen är att det här är en typ av aktivslam, d.v.s. att bildat bioslam (bakterier) hålls kvar genom sedimentering, och man får en mycket högre halt av aktiva organismer. Eftersom lakvattnen oftast innehåller betydligt mer ammonium än lätttoxiderat organiskt material måste man under den anoxiska fasen sätta till en extern kolkälla om man vill ha en nära fullständig denitrifikation (reduktion av nitrat till kvävgas).

I en SBR-anläggning erhålls alltså en omvandling av ammoniumkväve till nitrat och slutligen kvävgas. Samtidigt sker en viss nedbrytning av organiskt material, främst BOD. Till slammet binds även metaller och mer svårnedbrytbart organiskt material. Avskiljningsgraden och i synnerhet nitrifikationen varierar med temperaturen på det inkommande vattnet och bäst resultat erhålls normalt under sommarhalvåret.

I denna studie har behandlingen av lakvatten i en SBR-anläggning i kombination med efterföljande våtmark studerats.

3.4 Översilningsyta

Översilning innebär att det vatten som skall behandlas leds ut över en bevuxen svagt lutande yta. Marken som nyttjas skall vara av en typ med låg genomsläpplighet för att säkerställa en översilning

och för att undvika infiltration. Vattnet tillförs ytan intermittent och inte kontinuerligt, vilket ger bra förutsättningar för nitrifiering och syresättning av lakvattnet. Metoden lämpar sig för relativt låga vattenflöden och tidigare studier har visat att ammoniumreduktionen avtar med ökat tillflöde (Stråe 2001). Förutom den nitrifiering som sker i lakvattnet så erhålls också en viss avskiljning av organiskt material och metaller som läggs fast i marken och i viss mån tas upp av växtligheten på ytan.

I denna studie har en översilningsyta i kombination med en efterföljande våtmark studerats.

3.5 Indunstning

Indunstning är ingen reningsmetod utan en separationsteknik som innebär att ämnen och föreningar som exempelvis salt och ämnen med hög kokpunkt koncentreras till ett koncentrat.

Fallfilm erbjuder en förhållandevis energisnål indunstning där avdunstning sker på stora värmeväxlarytor, vilket fungerar bra upp till några procents salthalt utan att kräva speciellt mycket underhåll eller rengöring. Den drivande kraften vid indunstning är tillförd värme. Värmen åtgår dels till uppvärmning av den behandlade vätskan, dels till att överföra vätskan från flytande fas till gasfas (ånga). Ångfasen kyls sedan av och kondenseras till ett kondensat.

Ett problem vid indunstning av lakvatten är att värmeöverföringsytorna beläggs av olika föreningar och ämnen från lakvattnet, vilket ofta leder till att värmeöverföringen avtar och systemet som annars är kontinuerligt måste stoppas och utrustningen rengöras. Dessutom är det viktigt att hålla ner pH i lakvattnet för att förhindra avdrivning av ammoniak. Det låga pH-värdet i sin tur gör att risk föreligger för att korrosion ska uppstå i systemet, i synnerhet i kombination med de ofta höga kloridhalterna i lakvattnen.

En större del av lakvattnet bildar efter processen ett kondensat som efter en justering till neutralt pH kan ledas till recipient. Resterande vattenflöde bildar ett koncentrat som sedan kan behandlas på olika sätt. Ett av dessa är att återföra det till deponin.

Även om fallfilmsindunstning är en relativt energisnål indunstningsteknik så går det ändå åt mycket energi i processen. Energiåtgången och kraven på tillsats av saltsyra och natriumhydroxid för justering av pH gör att kostnaden för att behandla lakvatten genom indunstning totalt sett blir hög. Att tekniken ändå nyttjas i ett fall i Sverige idag kan tillskrivas liten lakvattenvolym och en mycket känslig recipient i närheten av deponin och indunstningsanläggningen.

I denna studie har en indunstningsanläggning studerats med avseende på behandlingsbarhet för lakvatten.

3.6 Kemisk fällning

Avskiljning av metaller ur lakvatten kan genomföras med kemisk fällning. Det vanligaste är utfällning som metallhydroxider vid pH mellan 9 och 10. Fällningsmedlen består ofta av natrium- eller kalciumhydroxid, men även aluminiumsalter, släckt kalk, kalciumkarbonat mm. nyttjas för detta ändamål. I vissa fall används även polymer för att man ska få större flockar som kan avskiljas lättare. Kemisk fällning används ibland som försteg till och i kombination med biologiska behand-

lingsmetoder som exempelvis våtmarker. På det viset får man de avskiljda metallerna koncentrerade till ett slam i stället för att de sprids i våtmarken.

Många lakvatten har dock redan från början så låga metallhalter att det inte går att fälla ut mycket som hydroxider eller karbonater. Om man måste komma ner ytterligare i halter kan man fälla metallerna som sulfider, men det tillämpas inte så ofta.

I denna studie har en lokal behandlingsanläggning innefattande kemisk fällning i kombination med våtmarksdammar och en skogsbevattning ingått.

4 Undersökta anläggningar

Här presenteras kortfattat de undersökta anläggningarna.

Tabell 2. Sammanställning av de undersökta anläggningarna

| Anläggning | Typ av avfall | Årlig lakvattenmängd | Behandling | Anmärkning |
|--|---|------------------------------|---|--|
| Munkebo, Trollhättan. | bygg-, rivnings- och industriavfall har deponerats sedan början av 60-talet | Runt 100 000 m ³ | luftad damm och våtmarksdammar | Undersökningen inkluderade test av hormonstörande effekter |
| Atleverket, Örebro | industriavfall och hushållsavfall har deponerats sedan 1978. | 70 000-90 000 m ³ | luftad damm och våtmarksdammar | Undersökningen inkluderade test av hormonstörande effekter |
| Gärstad, Linköping | industri- och hushållsavfall | Runt 150 000 m ³ | luftad damm och våtmarksdammar | |
| Isåtra, Sala | industri- och hushållsavfall har deponerats sedan 1973 | 40 000 m ³ | SBR (satsvis biologisk reaktor) och anlagd våtmark | Behandlingen studerades vid olika årstider. Undersökningen inkluderade test av hormonstörande effekter |
| Måsalycke, S:t Olof | industri- och hushållsavfall har deponerats sedan 1975. | 30 000-40 000 m ³ | luftad damm och infiltration i naturlig våtmark/bevattning | Undersökningen inkluderade test av hormonstörande effekter |
| Rödjorna, Skara | industri- och hushållsavfall har deponerats sedan 70-talet. | 15 000 m ³ | indunstningsanläggning | |
| Korslöt, Trosa. | hushållsavfall har deponerats sedan 60-talet | 10 000 m ³ | översilningsyta och i våtmarksdammar | |
| Tveta, Södertälje | hushållsavfall | 70 000 m ³ | kemisk fällning av metaller, våtmarksdammar och skogsbevattning | |
| Lindbodarnas avfallsupplag och Fornby reningsverk, Leksand | Industri- och hushållsavfall har deponerats sedan 1981 | 20 000 m ³ | Fornby Reningsverk | Jämförelser av lakvattnets och avloppsvattnets bidrag av olika föroreningar till reningsverket. Undersökningen inkluderade test av hormonstörande effekter |
| Skräppekärr, Göteborg | sorteringsanläggning för avfall | dagvatten | Sandfång och oljeavskiljare | Avsikten med denna studie var att analysera ett antal olika specifika organiska föreningar i dagvattnet |

5 Resultat

5.1 Luftad damm och våtmark

Studien genomfördes på Munkebodeponin utanför Trollhättan.

Sammanfattning

Tabell 3. Sammanfattning av fakta och resultat från studien av Munkebodeponin

| | |
|--|---|
| Typ av avfall | Bygg, rivnings- och industriavfall. Celldeponering av metallhydroxidslam och aska. |
| Deponi sedan | 1960-talet |
| Storlek deponi | 15 hektar |
| Konstruktion | Ingen bottentätning. Deponin ligger på morän. I en del av deponin sker en viss inträngning av grundvatten. Celldeponering av farligt avfall sker på tät kalkbotten. |
| Plan för deponin | Sluttäckning påbörjad, beräknas avslutas 2010 |
| Lakvattenproduktion | Mellan 60 000 och 100 000 m ³ per år |
| Lakvattenbehandling | Utjämningsdamm 7 000 m ³ . Damm 4 000 m ³ med omrörning och luftning i början, anaerob del i slutet. Våtmark på 5 hektar. |
| Recipient | Munkebobäcken, Marieströmsån, Göta älv |
| Bedömning av lakvattnet och behandlingen | Utspädd lakvatten. Låga halter av organiska miljöstörande ämnen och tungmetaller. Behandlingen har god funktion för närsalter. Ingen effekt på organiskt kol kan konstateras. Ingen ekotoxikologisk bedömning är gjord. |
| Förslag på åtgärder | Att försöka täta inläckaget av grundvatten för att minska mängden lakvatten är inte ekonomiskt motiverat men positivt ur miljösynpunkt eftersom miljöeffekter av utsläppet inte kan uteslutas. |

Bakgrund

På Munkebodeponin cirka 6 km sydväst om Trollhättan behandlas lakvatten i en luftad damm och våtmarksdammar. På deponin har bygg-, rivnings- och industriavfall deponerats sedan början av 60-talet. 2002 deponerades 23 000 ton avfall varav 1 200 ton specialavfall. Metallhydroxidslam deponeras i en celldeponi. Aska och elfilterstof från fjärrvärmeanläggning deponeras på speciell plats. Avloppsslam från kommunalt reningsverk blandas med fibermassa för produktion av anläggningsjord för grönytor. En mindre del avloppsslam blandas med flisat träavfall och komposteras och används som vegetationsskikt vid sluttäckning. Deponin är på 15 hektar och är anlagd på moränmark utan bottentätning. Tre hektar av deponin är sluttäckt och sluttäckning av hela deponin beräknas vara klar 2010. I en del av deponin sker en viss inträngning av grundvatten. Lakvattnet samlas upp i diken runt deponin.

Årligen produceras mellan 60 000 och 100 000 m³ lakvatten. Mängden väntas minska i takt med sluttäckning. Tidigare leddes lakvattnet till det kommunala reningsverket. Lakvattnet pumpas nu till en utjämningsdamm på 7 000 m³. Från utjämningsdammen leds vattnet vidare till en damm på 4 000 m³. Dammen är försedd med avskärmningar så att allt vatten sakta rör sig genom dammen och får en relativt kontrollerad uppehållstid. En bit in i dammen räknat från inloppet sitter två luftare, Airturbo 101, 2,4 kW/st och två omrörare, Airturbo 102, från EdenAquatec, medan bortre delen av dammen är oluftad. Uppehållstiden är runt 20 dygn och minst 10 dygn. Under 2001 anlades en våtmarksanläggning. Den togs i drift i december 2001. Efter den luftade dammen leds lakvattnet till våtmarken. Våtmarken består av fem vattenspeglar i olika nivåer på totalt cirka 5

hektar. Efter våtmarken rinner lakvattnet ut i Munkebobäcken som leder till Marieströmsån för att slutligen hamna i Göta älv.

Syfte och genomförande

Syftet med studien var att bedöma reningseffekten för organiska ämnen och metaller i våtmarken.

Lakvattnet på Munkebodeponin provtogs vid två tillfällen. 21/8 2001 provtogs lakvatten i den första oluftade delen av dammen nära inloppet från utjämningsmagasinet. Provtagningspunkten valdes för att få ett obehandlat lakvatten. Provtagning skedde från gummibåt. I september 2003 provtogs behandlat lakvatten efter våtmark.

För det obehandlade vattnet valdes analysparametrar mot bakgrund av vad som hittats tidigare i ett flertal lakvatten. Ett brett spektrum av ämnesgrupper analyserades utan någon speciell inriktning. För det behandlade vattnet analyserades huvudsakligen de ämnen som hittats i det obehandlade vattnet. Alla analysdata finns i bilaga 2.

Allmän karakterisering

Låga halter av flera allmänna parametrar tyder på ett ”svagt” lakvatten jämfört med andra tidigare karakteriserade lakvatten. Det är troligen ett resultat av inläckande grundvatten. Exempelvis var kloridhalten 400 mg/l i dammen och 270 mg/l efter våtmarken. Vid bägge provtagningarna var halten suspenderat material låg. COD-halten var 160 mg/l i det obehandlade vattnet och 120 mg/l efter våtmarken. TOC-halten var 62 respektive 42 mg/l. Större delen, 90-100 %, av det organiska kolet förelåg i löst form. Kvävet reduceras väl. Halten ammoniumkväve var 24 mg/l i dammen och 0 mg/l efter våtmarken. Halten nitrit- och nitratkväve var 0 före och 1,7 mg/l efter våtmarken.

Organiska ämnen

15 grupper av organiska ämnen analyserades i det obehandlade lakvattnet. Alifater fanns i dammen men kunde inte detekteras efter våtmarken. Bensen och alkylerade bensener, fenoler och alkylerade fenoler, PAH, ftalater, klorfenoler, cyanid och arylfosfater kunde inte påvisas. Av klorerade alifater påvisas 0,6 µg/l c-1,2-Dikloreten i dammen. Denna analyserades inte i det behandlade vattnet. Oktylfenol och OF-etoxylater samt Nonylfenol och NF-etoxylater påvisades i dammen. NF-monoetoxylat och NF-dietoxylat påvisades i högre halter, 15 respektive 12 µg/l, än i tidigare karakteriseringar. Efter våtmark påvisades nonylfenol i 0,4 µg/l. Fettlösligheten hos dessa ämnen är sådan att man kan anta att de fastnar i våtmarken i stor utsträckning. Etoxylaterna bryts i miljön ner till oktyl- respektive nonylfenol. Tre PCB-kongener påvisades i dammen i halter nära detektionsgränsen. Efter behandling var halterna under detektionsgränsen. Två furaner påvisades i låga halter i dammen. Dessa analyserades inte efter våtmarken. 6 stycken PBDE påvisades i dammen men inte efter våtmarken. Två fenoxisyror påvisades i dammen. Efter våtmarken påvisades en av dessa i koncentrationen 0,07 µg/l, cirka en tiondel av koncentrationen i dammen.

Metallorganiska föreningar

Inga tennorganiska eller blyorganiska föreningar påvisades i dammen. Metylkviksilver påvisades i dammen i koncentrationen 0,18 ng/l.

Metaller

I det behandlade vattnet fanns 0,13 µg/l Hg. Halten Mo, 83 µg/l i dammen och 74 µg/l efter våtmarken, är hög jämfört med andra lakvatten. I dammen var halten Tl 1,7 µg/l, högre än andra lakvatten, men i det behandlade vattnet var halten mycket låg. Halterna av As, Cd, Cr, Cu och Pb var låga.

Diskussion

Lakvattnet är svagt och behandlingen fungerar bra för såväl närsalter som för organiska ämnen. Ingen entydig trend kan ses för metallhalterna.

Upphållstiden i systemet är kortare än tiden mellan provtagningarna vilket innebär att samma vattenpaket inte provtogs. Under 2001 bildades 100 000 m³ lakvatten, under 2002 bildades 67 000 m³ lakvatten och under 2003 bildades 57 000 m³ lakvatten. Detta gör att man kan förvänta sig att lakvattnet var mer koncentrerat vid provtagning två. Om man däremot ser på de konservativa parametrarna, Cl, K och Na så ser man att koncentrationen vid provtagning 2 var mellan 60 och 75 % av koncentrationen vid provtagning 1. Det beror troligen på utspädning med nederbörd särskilt i våtmarken. Utifrån detta ser man att det organiska materialet mätt som COD eller TOC inte minskat. Koncentrationen av COD efter våtmarken var 75 % av koncentrationen i dammen, för TOC är siffran 68 %, d.v.s. samma nivå som de konservativa parametrarna.

Metylkviksilver påvisades i dammen i koncentrationen 0,18 ng/l. Halten avser ett ofiltrerat prov. Även om halten suspenderat material bara var 1 mg/l kan man anta att en del av metylkvicksilvret är partikelbundet och fastnar i våtmarken. Det är svårt att hitta jämförelsematerial för metylkvicksilver. I sjön Turingen, Nykvarns kommun, som studerats noga efter genomförd kvicksilver-sanering, ligger halten metylkvicksilver mellan 0,1 och 1 ng/l (J&W 2001). Det kan vara intressant att göra ytterligare analyser m a p metylkvicksilver på obehandlat och behandlat vatten.

Halten Hg i det behandlade vattnet är 0,13 µg/l vilket är cirka hundra gånger högre än naturliga halter i svenska vattendrag (Naturvårdsverket, 1999b) men samma nivå som den genomsnittliga halten i utgående kommunala reningsverk (Statistiska centralbyrån 2004). Om stickprovet är representativt för helåret så är utsläppet av Hg cirka 7 mg/år vilket är ett litet utsläpp jämfört med utsläppen från ett kommunalt reningsverk.

Halten av Tl i dammen är hög, 1,7 µg/l men mycket låg i det utgående vattnet. Eftersom stickproven inte tillhör samma vattenpaket kan man inte säkert veta om Tl fastnar i behandlingen eller om halten varierar. Tallium räknas tillsammans med bly som de mest akuttoxiska metallerna. Medianhalten i svenska sjöar är 5 ng/l. Mobilitet, löslighet och förekomstform av Tl i naturen är dåligt känt (Sternbeck, Östlund 1999). Eventuellt bör Tl-halten i utgående lakvatten och recipient observeras framöver.

I jämförelse med andra lakvatten så är Munkebos lakvatten ganska svagt vilket både kan bero på att man har en grundvatteninträngning i deponin och att man har stora mängder ”snällt” avfall. Den luftade dammen kan också bidra till de låga halterna. Det är okänt hur mycket grundvatteninträngning som sker. En överslagsberäkning för år 2003 kan ge en viss vägledning. Nederbörden var 776 mm och den icke sluttäckta ytan var 12 hektar. Om man beräknar att hälften av nederbörden bildar lakvatten (ett vanligt antagande för deponier) borde lakvattenmängden bli 50 000 m³. Det innebär att grundvatteninträngningen år 2003 var måttlig. Inför dimensioneringen av lakvattenanläggningen år 2000 skrev konsulten SWECO: "Den totala mängden vatten från lakvattendammen varierar mellan åren men har under senare år uppmätts till ca 100-160 000 m³/år. Den teoretiskt beräknade lakvattenmängden uppgår till ca 60 000 m³/år, resterande utgörs av ovidkommande vatten." Det

tycks vara så att grundvatteninträngningen eller vatten från andra ytor varierar kraftigt mellan åren. Att lakvattnet även år 2003 har låga halter stärker antagandet om att avfallet är ”snällt”.

Eftersom anläggningen kräver så lite energi, effekten på pump, luftare och omrörare är på cirka 5 kW sammanlagt, så är det inte lönsamt att försöka hitta och tätta inläckaget. Däremot kan det motiveras med att man minskar lakvattenutsläppet.

I denna studie har vi inte undersökt om det sker ett läckage åt andra hållet, d.v.s. om lakvatten rinner ut i grundvattnet. Om dikning och lakvattenpumpning fungerar bra är risken liten.

Ingen ekotoxikologisk bedömning är gjord. Det kan därför inte uteslutas att lakvattnet innehåller icke analyserade miljöfarliga ämnen. Inga av de funna halterna bör dock ge några direkta miljöeffekter.

5.2 Luftad damm och våtmark

Studien genomfördes på Atleverkets deponi utanför Örebro.

Tabell 4. Sammanfattning av fakta och resultat från studien av Atleverkets deponi

| | |
|--|--|
| Typ av avfall | Hushållsavfall, bygg, rivnings- och industriavfall samt rötslam. |
| Deponi sedan | 1978 |
| Storlek deponi | Cirka 22 ha |
| Lakvattenproduktion | Mellan 70 000 och 115 000 m ³ |
| Lakvattenbehandling | Luftad damm på 20 000 m ³ och våtmark med tio dammar på 53 000 m ³ tillsammans. |
| Recipient | Täljeån och Hjälmarens |
| Bedömning av lakvattnet och behandlingen | Halterna av kväve och fosfor minskar i behandlingen till under 10 respektive 0,1 mg/l. De organiska ämnena minskade betydligt i behandlingen. Halterna av aluminium, krom och bly är höga. |
| Förslag på åtgärder | Analysera aluminium, bly, krom och tallium i utgående lakvatten framöver. Utred om mängderna kan medföra negativa effekter och om de är stora jämfört med andra utsläpp. Analysera kresol före och efter behandling. |

Bakgrund

Atleverket ligger utanför Örebro. Sedan 1978 har avfall från hushåll och industri deponerats. Bygg- och rivningsavfall samt rötslam deponeras också. Runt deponin finns ett dräneringssystem med djupa diken som samlar in lakvatten. Vatten från ett behandlingssystem för oljeavskiljarslam går till lakvattendammen. Årligen produceras cirka 70 000- 115 000 m³ lakvatten. Ett litet läckage finns från deponin, osäkert hur stort. Det uppsamlade vattnet pumpas in i en damm på 20 000 m³. Uppehållstiden är 2-4 månader. Med hjälp av stora omrörare hålls vattnet i sakta rörelse och dammen luftas. Det behandlade vattnet leds genom ett sandfilter och vidare ut till ett våtmarksområde eller till det kommunala reningsverket Skebäck. Före våtmarken ligger ett brett filter av flis och grovt grus som hjälper till att sprida ut vattnet jämt. Våtmarken är på 8 hektar och består av tio dammar med överfall på totalt 53 000 m³. Damarna är omväxlande djupa och grunda för att få både aeroba och anaeroba zoner. Under 2005 har 34 000 m³ pumpats till Skebäck och 48 000 m³ pumpats till våtmarken. Uppehållstiden i våtmarken var då teoretiskt ett år. Efter våtmarken rinner vattnet ut i Täljeån och vidare ut i Hjälmarens. Sandfiltret har aldrig fungerat tillfredsställande och man har kompenserat detta genom att införa sedimentationssteg i början av första dammen i våtmarken. Funktionen av dessa steg har inte undersökts i projektet.

Syfte och genomförande

Syftet med undersökningen var att bedöma reningseffekten på anläggningen.

En stickprovtagning av perkolatet, lakvattnet som kommer direkt ur deponin, gjordes 20:e juni 2001 då ett stort antal parametrar analyserades. År 2003 gjordes en ny provtagningsomgång för analys av vissa av parametrarna. I september 2003 togs ett stickprov av perkolatet, i oktober togs ett stickprov av lakvattnet ut från dammen och i november togs ett stickprov av lakvattnet efter våtmarken. Det behandlade lakvattnet testades också för östrogena och androgena effekter. Alla data finns i bilaga 2.

Allmän karakterisering

I tabell 5 visas några allmänna parametrar.

Tabell 5. Allmän karakterisering av stickprover på lakvatten i Atleverken.

| Parameter | Juni 2001 | | September 2003 | |
|----------------------|-----------|----------|----------------|-----------------|
| | Perkolat | Perkolat | Ut från damm | Ut från våtmark |
| Suspenderat material | 50 | 20 | 190 | 36 |
| COD | 1300 | 1200 | 560 | 290 |
| BOD | 99 | 77 | 15 | 3 |
| TOC | 490 | 370 | 210 | 130 |
| DOC | 490 | 370 | 190 | 110 |
| Klorid | 840 | 820 | 580 | 340 |
| Ammonium-N | 530 | 620 | 0,62 | 0,07 |
| Total-N | 620 | 640 | 250 | 9,7 |

Perkolatet innehöll mer suspenderat material vid provtagningen år 2000 jämfört med 2003. Halterna COD är höga i perkolatet både 2000 och 2003 och BOD visar att endast en liten del av COD är lättnedbrytbart. TOC och DOC visar att allt organiskt kol i perkolatet och det mesta organiska kolet i damm och våtmark föreligger i löst form.

De olika stickproven 2003 representerar inte säkert samma "vattenpaket". Uppehållstiden i systemet är längre än tiden mellan provtagningarna. Mängden suspenderat material skiljer sig i de olika proven. I lakvattenprovet ut från damm är suspalten 190 mg/l, betydligt högre än i perkolatet och i lakvattnet ut från våtmarken. En högre halt suspenderat material kan medföra en högre halt av de ämnen som är partikelbundna, t.ex. vissa metaller och vissa organiska ämnen. En del av den ökade halten av suspenderat material bör komma från bildat bioslam i dammen.

Halterna av de konservativa parametrarna, Cl, F, K och Na tyder på att lakvattnet späds ut i dammen och i våtmarken (se tabell 6). Detta kan bero på att lakvattnet har späts ut med nederbörd. Det kan också bero på utspädning av andra vattenflöden i systemet. Vi har inte undersökt vattenflödesdata.

Totalt sett tycks TOC-halten inte minska mer än vad som beror på utspädningen. COD-halten och TOC-halten överensstämmer inte helt och COD-halten minskar mer. COD-analysen kan störas av vissa ämnen och TOC-värdet är därför mer tillförlitligt. Å andra sidan bör kvoten COD/TOC minska genom en aerob behandling som skapar föreningar med högre syreinnehåll.

Närsalterna reduceras mycket väl. Ammoniumkvävet reduceras från 620 mg/l till nära noll. Nitrit- och nitratkvävet ökar från nära noll i perkolatet till 230 mg/l ut från dammen för att sedan gå ner till nära noll efter våtmarken.

Tabell 6. Halter av konservativa parametrar och totalt organiskt kol i olika provtagningspunkter vid provtagningarna 2003 (mg/l).

| Parameter | Perkolat | Ut från damm | Minskning % | Ut från våtmark | Minskning % (från damm till våtmark) | Minskning % totalt |
|-----------|----------|--------------|-------------|-----------------|--------------------------------------|--------------------|
| Cl | 820 | 580 | 29 | 340 | 41 | 59 |
| F | 1700 | 910 | 46 | 780 | 14 | 54 |
| K | 408 | 272 | 33 | 121 | 56 | 70 |
| Na | 744 | 469 | 37 | 235 | 50 | 68 |
| medel | | | 36 | | 40 | 63 |
| TOC | 370 | 210 | 43 | 130 | 38 | 65 |
| COD | 1200 | 560 | 53 | 290 | 48 | 76 |

Organiska ämnen

Vid provtagningen år 2000 analyserades 15 grupper av organiska ämnen. Vissa grupper av organiska ämnen kunde inte detekteras. Flera grupper av organiska ämnen detekterades i låga halter. Alifater

fanns i högre halter än i tidigare analyserade lakvatten. Det fanns 130 µg/l av den alkylerade fenolen m+p-kresol i det obehandlade lakvattnet. M + p-kresol har analyserats i 7 andra lakvatten och i ett fall var halten 3 µg/l och i de andra hittades inget. Fyra dioxiner påvisades i halter mellan 0,1 och 2 ng/l. Fem stycken PBDE, Polybromerade difenyletrar, detekterades i halter mellan 0,01 och 0,1 µg/l vilket är något högre än medel av tidigare 15 analyserade lakvatten. Arylfosfaten trifenylfosfat fanns i halten 2,8 µg/l, samma nivå som i perkolatet i Måsalycke. Arylfosfater har endast analyserats i fyra lakvatten.

Vid provtagningen år 2003 analyserades några av de föreningar som hittades år 2000. Dioxin analyserades inte 2003 p.g.a. höga analyskostnader i kombination med att halterna ansågs vara låga. Av kostnadsskäl analyserades inte alkylfenoler 2003. I det obehandlade lakvattnet påvisades bl a bensen och alkylerade bensener. Efter den luftade dammen var dessa ämnen inte längre detekterbara. Det samma gäller Nonylfenoletoxylater. PAH-halterna minskade i den luftade dammen och påvisades efter dammen i halter nära detektionsgränsen. Fenoxysyror kunde inte påvisas i lakvattnet. Ftalater och klorfenoler finns i lakvattnet, minskar i behandlingen men detekteras fortfarande i det behandlade vattnet.

Metallorganiska föreningar

Vid provtagningen år 2000 analyserades lakvattnet m a p tennorganiska föreningar och blyorganiska föreningar. Fem tennorganiska föreningar hittades i halter mellan 0,008 och 0,06 µg/l vilket är lägre än medel av tidigare analyserade lakvatten. Inga blyorganiska föreningar kunde detekteras. Metylkvicksilver påvisades i perkolatet i koncentrationen 0,5 ng/l. Vid provtagningen 2003 analyserades inga metallorganiska ämnen.

Metaller

Metallhalterna i det obehandlade vattnet är i stort sett samma vid de två provtagningarna år 2000 och år 2003. Dock avviker Cd som inte hittas i det obehandlade vattnet vid provtagningen 2003 och Zn som är 4 ggr högre år 2000 jämfört med 2003.

År 2003 hade Al högre halt ut än in i systemet. I det obehandlade lakvattnet låg Al-halten på 320 µg/l. Efter våtmarken var Al-halten 470 µg/l. Skillnaderna förklaras av att en del aluminium är partikelbundet och halten suspenderat material var högre ut från våtmarken.

De flesta andra metaller minskar kraftigt vid behandlingen, framförallt i våtmarken. T.ex. minskar As från hög till låg halt och Cu, Cr, Ni och Pb från höga till måttligt höga halter enligt Naturvårdsverkets "Bedömning av tillstånd i sjöar och vattendrag". Halten Tl i det behandlade vattnet var 0,5 µg/l vilket är bland de högsta som analyserats i IVLs lakvattenkarakteriseringar.

Hormonstörande effekter

Ingen hormonstörande effekter kunde påvisas. Extraktet innehöll ämnen med tillväxthämmande egenskaper. Detta innebär att jästcellerna som användes i testet fick en hämmad celltillväxt så att det inte gick att utläsa någon hormonstörande effekt.

Diskussion

Lakvattenbehandlingen fungerar bra för närsalter. Det organiska kolet mätt som TOC tycks inte minska vid behandlingen. Det mesta är i löst form och förväntas inte sedimentera. Det är okänt vilka föreningar som ingår i TOC. Det kan vara helt ofarliga humusliknande föreningar.

Det är svårt att bedöma om dioxinhalten i det obehandlade lakvattnet är ett problem. Dioxiner är starkt fettlösliga och förväntas fastna i behandlingsanläggningen. Dioxin är kostsamt att analysera och innan man analyserar behandlat lakvatten bör man klargöra om de aktuella mängderna dioxin är ett problem. Ett årligt utsläpp av 100 000 m³ lakvatten med 1 ng/l dioxin innebär ett utsläpp av 100 mg dioxin. Vi har inte hittat jämförelsematerial på halter i vatten. Länsstyrelsen i Västra Götaland har undersökt dioxinhalter i avloppsslam. Halterna varierar kraftigt men ligger typiskt på 5-15 ng/kg torrsvikt. Andra utsläppskällor är bl a deponibränder, vedeldning, metallverk och gjuterier samt skogsindustrier. I första hand föreslås litteraturstudier kring dioxinutsläpp.

Alkylfenoler bör analyseras igen före och efter behandling. Kresol är summan av o-, m-, och p-metylfenol. Alkylfenoler är östrogena ämnen som kan påverka fisk.

PAH-halterna och klorfenolhalterna är mycket låga och lakvattnets bidrag till recipienten bedöms som försumbart jämfört med andra källor.

Ftalaterna Di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) och dibutylftalat (DBP) som finns i det behandlade lakvattnet är klassificerade som giftiga och reproduktionsstörande, dvs. kan ge nedsatt fortplantningsförmåga och fosterskador. DBP är också klassificerad som miljöfarlig och mycket giftig för vattenlevande organismer. Ftalaterna i lakvattnet bedöms ändå inte som ett problem. Ftalater är inte långlivade utan bryts ner i miljön. Det stora problemet med ftalater i samhället är de stora utsläppen och förekomsten i bl a plaster som gör att halterna är höga trots nedbrytningen.

Angående metylkvicksilver, se diskussion om Munkebo, sidan 17.

Aluminium är ett komplext ämne. Al är toxiskt i koncentrationer över 100 µg/l mot vissa vattenlevande organismer i sura recipienter. Vid neutralt pH är dock Al inte lösligt i så höga koncentrationer. Halten löst Al är troligen en bråkdel av totalhalten i det utgående vattnet. Om recipienten varit sur hade utsläppet varit allvarligt. pH i lakvattnet är högt, 8,6, ut från våtmarken. I dammen är pH 7,6. Eftersom recipienten inte är sur är utsläppet troligtvis inte farligt. Vi föreslår att Al-halten i filtrerat och ofiltrerat utgående lakvatten och recipientens vatten och sediment observeras framöver.

Det är okänt om halten av tallium i det utgående vattnet, 0,5 µg/l, är farlig för miljön. Det behövs fler mätvärden för att bekräfta att analysresultatet är representativt. Tallium räknas tillsammans med bly som de mest akuttoxiska metallerna. Medianhalten i svenska sjöar är 5 ng/l. Mobilitet, löslighet och förekomstform av tallium i naturen är dåligt känt (Sternbeck, Östlund 1999).

Vi föreslår att talliumhalten i utgående lakvatten och recipient observeras framöver. Inga andra åtgärder föreslås innan mer är känt om talliums farlighet och förekomst i olika utsläpp. Atleverken har efter IVLs provtagning analyserat tallium sedan mitten 2006. Alla analyser ut från våtmark har varit <0,1 µg/l. I luftade dammen har 4 analyser gjorts varav 3 varit <0,1 µg/l och en var 0,24 µg/l.

5.3 Luftad damm och våtmark

Studien genomfördes på Gärstad avfallsanläggning utanför Linköping.

Tabell 7. Sammanfattning av fakta och resultat från studien av lakvatten vid Gärstad avfallsanläggning.

| | |
|--|---|
| Typ av avfall | Icke brännbart avfall, metallhydroxidslam, slagg och askor deponeras. Tidigare har även industriavfall och hushållsavfall deponerats. Ytterligare andra avfallslag hanteras på annat sätt |
| Lakvattenproduktion | Cirka 150 000 m ³ år 2003 |
| Lakvattenbehandling | Vid tiden för undersökningen: luftad damm 8 månaders uppehållstid och våtmarkssystem på 2 hektar med 2-3 veckors uppehållstid. Sedan 2006: ännu en luftad damm, totalt ett års uppehållstid |
| Recipient | Stångån. |
| Bedömning av lakvattnet och behandlingen | Lakvattnet är generellt sett svagt med låga halter närsalter och organiskt material. Halten kväve minskade till en del i behandlingen. Det organiska materialet minskade inte nämnvärt. Endast låga halter av några organiska och tennorganiska föreningar detekterades. Metallhalterna var mycket låga, undantaget är barium som fanns i höga halter, jämfört med andra lakvatten. |
| Förslag på åtgärder | Undersök om effektivare luftning kan förbättra nitrifikationen. Utsläppet av Barium till recipienten bör riskbedömas. Mer kunskap om andra utsläpp och Bariums effekter behövs. |

Bakgrund

Gärstad avfallsanläggning är beläget cirka 3 km nordost om Linköpings centrum. Vid anläggningen sker mottagning, behandling, sortering, mellanlagring, långtidslagring och deponering av avfall på sex olika delområden. Även träbränslen hanteras. Avfallsfraktionerna som hanteras är industriavfall som sorteras, oljeskadad jord som komposteras, metallhydroxidslam, farligt avfall och returprodukter som mellanlagras. Icke brännbart avfall, metallhydroxidslam, slagg och askor deponeras. Tidigare har även industriavfall och hushållsavfall deponerats. Hela området ligger på tät lermark.

Lakvatten samlas upp med flera pumpstationer från olika delområden och skickas till behandling. 2003 behandlades 150 000 m³ lakvatten.

Reningsanläggningen består av en luftad damm (sedan 2006 finns två luftade dammar) och en våtmark. I luftningsdammen luftas vattnet med fyra ejektorluftare. Uppehållstiden är cirka åtta månader (sedan 2006 ett års uppehållstid). Tre styrskrävar är monterade. Våtmarken består av nio dammar på sammanlagt 2,1 hektar. De är planterade med olika vattenväxter. Uppehållstiden i våtmarken är mellan två och tre veckor.

Syfte

Syftet med studien var att undersöka reningseffekten på olika organiska ämnen och metaller. Ett syfte var också att jämföra lakvattnets bidrag av metaller till Kallerstadsdiket. Analysparametrar valdes bl. a mot bakgrund av tidigare karakterisering av lakvattnet. Vissa grupper av organiska ämnen som påvisats i andra lakvatten valdes bort eftersom de inte påvisats eller endast påvisats i mycket låga halter vid en tidigare karakterisering 1997. Det gäller klorerade och bromerade alifater, klorfenoler, PCB, klorerade pesticider och acetater.

Provtagning

I september 2003 provtogs lakvatten in till dammen och ut från våtmarken. Vid provtagning av vatten in till den luftade dammen eftersträvades att ta provet så nära utsläppspunkten som möjligt. Vid provtagningspunkten i dammen var dock troligen dammvattnet delvis blandat p g a strömbildning. Detta innebär att provet kan ha varit delvis luftat. Provtagning av behandlat vatten ut från våtmarken skedde vid samma tillfälle. Provet ut från våtmarken är i princip runt 8 månader äldre än provet från dammen. Det kan förekomma variationer över tiden i både perkolatets och andra delströmmars sammansättning och flöde. Det innebär att förändringar i halter både kan bero på behandlingen och på variationer i olika lakvattens sammansättning. Trots detta så bedömdes att det var ett bra tillfälle att provta där eftersom våtmarken antas ha en bra effekt vid tidpunkten.

I maj 2004 provtogs lakvattnet ut från den luftade dammen och ut från våtmarken. Dessutom provtogs vatten i Kallerstadsdiket som leder behandlat lakvattnet tillsammans med bl. a dagvatten från omkringliggande industriområden till Stångån. Vid denna provtagning som skedde åtta månader efter den första ansågs vattenproven ut från den luftade dammen och ut från våtmarken tillhöra samma vattenpaket som vatten in till dammen i september 2003, bortsett från den omblandning som sker i systemen. Alla analysdata framgår av bilaga 2.

Allmän karakterisering

Lakvattnet hade hög kloridhalt, 2000 mg/l men ganska låg halt organiskt material, COD-halten var 210 mg/l och TOC-halten 45 mg/l. Halten ammoniumkväve var också låg, 54 mg/l.

För att se om provtagningarna verkar vara på samma vattenpaket och/eller om det sker någon utspädning eller avdunstning kan man titta på hur några konservativa parametrar varierar. Enligt sammanställningen i tabell 9 tycks endast en liten utspädning äga rum.

TOC minskade med drygt 10 % vilket kan förklaras med värdena på POC, DOC och BOD tillsammans, d.v.s. en del kan avdunsta, en del kan sedimentera och ytterligare lite kan brytas ner. Att COD minskar mer än TOC är logiskt då föreningar med mer syre bildas under luftningen.

Ammoniumkvävet var högre, 66 mg/l, efter den luftade dammen vilket är oväntat. Det sjönk igen till 39 mg/l efter våtmarken.

Tekniska Verkens egna analyser från 2002 visar samma nivå på kloridhalten men högre halter av COD, mellan 190 och 550 mg/l, och kväve. De visar också att kvävet minskar från omkring 100 mg/l till omkring 70 mg/l efter dammen och minskar sedan ytterligare till omkring 50 mg/l efter våtmarken.

Tabell 8. Halter av konservativa parametrar och organiskt kol i olika provtagningspunkter vid provtagningarna 2003.

| Parameter | In till damm | Ut från damm | Förändring % | Ut från våtmark | förändring % (över våtmark) | Minskning % totalt |
|-----------|--------------|--------------|--------------|-----------------|-----------------------------|--------------------|
| Cl | 2000 | 2120 | +6 | 2010 | -5 | +0,5 |
| F | 0,43 | 0,39 | -9 | 0,40 | +3 | -8 |
| K | 335 | 332 | -0,9 | 308 | -7 | -8 |
| Mg | 83,2 | 78,5 | -6 | 83,2 | +6 | 0 |
| Na | 720 | 687 | -5 | 692 | -0,7 | -4 |
| medel | | | -3 | | -0,7 | -4 |
| TOC | 45 | 35 | -22 | 37 | +6 | -18 |
| COD | 210 | 106 | -50 | 100 | -6 | -52 |

Organiska ämnen

Fem grupper av organiska ämnen analyserades i det obehandlade lakvattnet. Bensen och alkylerade bensener, ftalater och bromerade flamskyddsmedel kunde inte påvisas. Två stycken PAHer kunde påvisas i koncentrationer nära detektionsgränsen. Två fenoxisyror, MCPP och 2,4-DP kunde påvisas i det obehandlade lakvattnet i halter kring 0,5 µg/l. Fenoxisyrorna påvisades också i det behandlade lakvattnet vid provtagningen 2003. Det gjordes inga fler analyser av organiska ämnen i det behandlade vattnet.

Metallorganiska ämnen

Tre tennorganiska ämnen påvisades i det obehandlade vattnet. Två av dem påvisades också efter behandling. Utsläppet av monobutyltenn och dibutyltenn var i storleksordningen 1 g/år vardera.

Metaller

Lakvattnet innehöll höga halter av Ba, 1150 µg/l in till dammen och 980 µg/l efter våtmarken. Halterna av tungmetaller var under detektionsgränserna eller låga. Halterna av de flesta tungmetaller i Kallerstadsdiket var högre än i lakvattnet, se tabell 9.

Tabell 9. Jämförelse av halten, µg/l, av några metaller i det behandlade lakvattnet och i diket som det leds till.

| Metaller | Lakvatten efter våtmark | Kallerstadsdiket | Låga halter* | Måttliga halter* | Naturliga halter* |
|----------|-------------------------|------------------|--------------|------------------|-------------------|
| Al | 6,7 | 330 | | | |
| As | <4 | <7 | 0,4-5 | 5-15 | 0,4 |
| Be | 0,0019 | 0,030 | | | |
| Ba | 980 | 271 | | | |
| Cd | 0,013 | 0,095 | 0,01-0,1 | 0,1-0,3 | 0,014 |
| Co | 1,3 | 0,57 | | | 0,13 |
| Cr | 0,49 | 1,6 | 0,3-5 | 5-15 | 0,4 |
| Cu | 0,38 | 5,2 | 0,5-3 | 3-9 | 1,3 |
| Hg | <0,002 | <0,002 | | | 0,004 |
| Mn | 532 | 280 | | | |
| Ni | 13 | 4,3 | 0,7-15 | 15-45 | 1,0 |
| Pb | 0,048 | 1,3 | 0,2-1 | 1-3 | 0,32 |
| Zn | 1,2 | 16 | 5-20 | 20-60 | 4,3 |

* Naturvårdsverket 1999b.

Diskussion

Kväverektionen fungerade inte fullt ut. Kanske var luftningen otillräcklig. Lakvattnet var inte nitrifikationshämmande enligt examensarbete vid Mälardalens högskola (Iga, Vargas 2004).

Lakvattnet ut från våtmarken innehöll höga halter av Ba, 980 µg/l. Utsläppet motsvarar 150 kg/år. Vid karakteriseringen 1997 uppmättes 930 µg/l i lakvattnet. Andra undersökta lakvatten innehåller 70-500 µg/l. Medianhalten i svenska sjöar är 6,6 µg/l (Naturvårdsverket 1999b). I sulfathaltiga vatten bildas det svårslösliga saltet BaSO₄ vilket begränsar koncentrationen löst Ba²⁺ (Sternbeck, Östlund 1999). Lakvattnet innehöll runt 50 mg/l sulfat. Trots detta sjönk inte halten markant. En förklaring kan vara att barium även komplexbinder till större organiska molekyler. Det är inte känt om detta är fallet i Gärstad. Bariums effekter på hälsa och miljö har sammanställts av WHO 1990. Barium är toxiskt mot lägre organismer men har troligtvis ingen effekt på marina djur, t.ex. fisk. Barium emitteras från biltrafik. I Sverige beräknas biltrafiken släppa ut mellan 5 och 37 ton per år (Sternbeck, Östlund 1999). Det kan noteras att anläggningen ligger mycket nära E4 mellan

Norrköping och Linköping. Det är svårt att utifrån detta göra en riskbedömning av utsläppet. Utsläppet behöver sättas i relation till andra utsläpp, recipientens vattenkemi och mer kunskaper om bariums effekter i miljön.

Flödet i Kallerstadsdiket eller andelen inblandning av lakvatten är inte känd. Den högsta kvoten mellan halt av ett ämne i lakvattnet och i Kallerstadsdiket ger ett mått på det minsta möjliga förhållandet på blandningen Kallerstadsdiket/lakvatten. Halten K i lakvatten var 4 ggr högre än i diket vilket innebär att maximala inblandningen av lakvatten var 25 %, d.v.s. flödet i Kallerstadsdiket var minst 4 gånger högre än lakvattenflödet vid provtagningstillfället. Med reservation för den osäkerhet som stickprov ger så visar detta och halterna av tungmetaller att Kallerstadsdiket står för ett betydligt större utsläpp av tungmetaller än lakvattnet. Om man antar att detta gäller för hela året skulle Kallerstadsdiket släppa ut 800 g bly varav 7 g från lakvattnet.

Vi föreslår att försök görs för att se om förbättrad luftning kan förbättra nitrifikationen. (Sedan 2006 är luftningen utbyggd).

5.4 Luftad damm, SBR-anläggning och rotzonsbehandling

Studien genomfördes på VAFABs avfallsanläggning i Isätra utanför Sala.

Tabell 10. Sammanfattning av fakta och resultat från studien av VAFABs avfallsanläggning i Isätra

| | |
|--|--|
| Typ av avfall | Hushållsavfall, industriavfall, slam och askor |
| Deponi sedan | 1973 |
| Storlek deponi | 10 ha |
| Lakvattenproduktion | Cirka 40 000 m ³ år 2000 |
| Lakvattenbehandling | Luftad uppsamlingsdamm, SBR (satsvis biologisk reaktor), utjämningsdamm och våtmarksyta. |
| Recipient | Sala reningsverk (2002). |
| Bedömning av lakvattnet och behandlingen | Halterna av kväve och fosfor minskar i behandlingen till under 10 respektive 1 mg/l. Tennorganiska föreningar, fenoxysyror, PAH och dimetylfталat har hittats i låga halter i vissa prov. Halterna minskar vid behandling. Metallhalterna minskar inte i behandlingen. Samtliga metallhalter efter rotzonen ligger nära eller under medel jämfört med tidigare undersökta lakvatten. Vissa metallhalter motsvaras av måttligt höga halter i sjöar och vattendrag enligt Naturvårdsverkets bedömning. |
| Förslag på åtgärder | Fortsatta mätningar av metallhalter före och efter behandling föreslås. Utred om man kan få metallhalterna att minska i behandlingen. Lakvattnet bör i första hand skickas till reningsverket i Sala som ett extra putsningssteg och säkerhetsåtgärd och i andra hand till recipient. Föreslås att ytterligare studier på hormonstörande effekter görs. |

Bakgrund

Vid Isätraanläggningen som ligger cirka 7 km öster om Sala sker mottagning, behandling, sortering, mellanlagring, långtidslagring och deponering av hushållsavfall, industriavfall, slam och askor. Anläggningen togs i drift 1973. Området är på 10 ha och deponin är på 500 000-600 000 m³. Lakvattenuppsamling sker med diken och pumpstation. År 2000 behandlades 40 000 m³ lakvatten i den lokala reningsanläggningen. Lakvattnet från deponiområdet går till en uppsamlingsdamm som luftas den isfria delen av året. Från dammen går lakvatten till behandling i en SBR-anläggning (satsvis biologisk reaktor). I SBR tillsätts metanol som kolkälla. Efter SBR går vattnet till en utjämningsdamm, därefter till en översilningsyta och en rotzonsbädd. Efter rotzonen går vattnet tillbaka till uppsamlingsdammen. Därifrån går lakvatten till Sala kommuns reningsverk (2002). Vafab planerar att senare släppa det behandlade vattnet till recipient.

Syfte och genomförande

Syftet var att bedöma förmågan att avskilja vissa metaller och organiska föreningar och jämföra effektiviteten vintertid och sommartid. Lakvattnet testades också för hormonella effekter.

Två provtagningsomgångar genomfördes. Den första var i början av april 2002 och den andra i mitten av augusti 2002. Den 5 och 8 april togs stickprov på lakvatten före SBR och efter SBR. Prov före SBR togs under påfyllningsfasen i vattenströmmen in till reaktorn. Prov efter SBR togs under tömningsfasen i vattenströmmen i pumphuset. Lakvattendammen var den 5 april till större delen täckt av is. Den 8 april hade större delen av lakvattendammen öppen vattenyta men luftningen var inte igång. Proverna från de bägge provtagningsarna blandades till samlingsprov. Uppehållstiden i rotzonen uppskattas till runt 4 dagar. Den 12 april togs ett stickprov efter rotzonen. Provet togs i en brunn där vatten strömmade förbi.

Den 13 och 14 augusti togs åter stickprov på lakvatten före SBR och efter SBR. Den 16 augusti provtogs vatten efter rotzonen. Provtagningsplatserna var samma som i april.

Analys

Val av analysparametrar gjordes utifrån erfarenheter från tidigare lakvattenkarakteriseringar. Av ekonomiska skäl fick några ämnesgrupper som tidigare hittats prioriteras bort. Proverna analyserades på IVL och SGAB Analytica.

Närsalter, summaparametrar för organiskt kol och metaller har analyserats på samtliga prov. Provet som togs ut för BOD-analys i april hanterades dock felaktigt och kunde inte användas. Prov som togs ut efter SBR-anläggningen i april analyserades med avseende på de parametrar som hittats i relevanta halter i prov som togs ut före SBR. På prov efter rotzonen har inte gjorts andra analyser än fältanalyser, närsalter, summaparametrar för organiskt kol och metaller. Andra ämnesgrupper analyserades ej eftersom de i föregående steg inte kunde detekteras eller förekom i mycket låg halt

Av augustiproverna analyserades av samma skäl inga specifika organiska ämnen varken efter SBR eller efter rotzonen.

Alla data finns samlade i bilaga 2.

Allmän karakterisering

Tabell 11 visar resultaten från analys av närsalter och COD i april. Närsalterna minskar betydligt efter behandling. Samtliga kväveparametrar minskar med mellan 89 och 100 % vid SBR-behandlingen. I rotzonen ökar halterna igen. Totalkvävet minskar totalt med 74 % efter SBR + rotzon. Fosfor minskar totalt med 44 % varav det mesta går bort i SBR-behandlingen. COD minskar totalt med endast 11 %.

Tabell 11. Resultat av analys av närsalter och COD i april.

| Parameter | Före SBR | Efter SBR | Procent minskning | Efter rotzon | Tot proc. minskning |
|---------------------------------|----------|-----------|-------------------|--------------|---------------------|
| Närsalter och COD (mg/l) | | | | | |
| N-Kjeldahl | 93 | 10 | 89 | 18 | 80 |
| N-Nitrit+nitrat | 2,4 | <0,05 | 100 | 1,8 | 25 |
| N-Ammonium | 83 | 0,36 | 100 | 7,2 | 91 |
| N-Totalt | 95,4 | 10 | 90 | 25,2 | 74 |
| P-Totalt | 1,1 | 0,70 | 36 | 0,62 | 44 |
| COD _{cr} | 270 | 230 | 15 | 240 | 11 |

I augusti fås liknande resultat som i april för de allmänna parametrarna.

Organiska och tennorganiska föreningar

Lakvattnet analyserades med avseende på monocykliska aromater och oljefraktioner, fenoxisyror, ftalater, PCB samt nonylfenol, oktylfenol med tillhörande etoxylater samt PAH och tennorganiska föreningar.

I april hittades tre tennorganiska föreningar före behandling. Halterna är i samma nivå som tidigare analyserade lakvatten. Halterna är lägre efter SBR. I augusti hittas inga tennorganiska föreningar. I april hittades tre fenoxisyror, MCPA, MCPP och 2,4-DP i halter kring 1 µg/l. Fenoxisyrorerna minskade betydligt efter SBR till strax över detektionsgränsen. I augusti hittades MCPP och 2,4-DP i

det obehandlade lakvattnet men något lägre halter än i april. Dimetylfталat förekom i halten 2 µg/l. Det är första gången den hittas i lakvatten som IVL undersökt. Den har hittats i betydligt högre halter i ett mindre antal dagvatten från sorteringsytor på deponier. Dimetylfталat gick inte att spåra efter SBR. PAH hittades inte i april men i augusti i det obehandlade vattnet.

Metaller

Tabell 12 visar ett urval av resultaten från analys på metaller och andra grundämnen. Samtliga metallhalter ligger nära eller under medelvärden jämfört med tidigare undersökta lakvatten. Metaller som minskar betydligt vid behandling i april är Al, Pb och Zn. Vissa metaller, Ba, Cd, Co, Mn och Ni, ökar betydligt efter rotzonen. Metaller som minskar betydligt vid behandling i augusti är Pb och Zn.

Tabell 12. Några resultat av analys på metaller. Halterna av vissa metaller jämförs med tillståndshalter och bakgrundshalter i större vattendrag, södra Sverige (Naturvårdsverket 1999b). NV= Naturvårdsverket.

| Parameter | April | | | Augusti | | | Låga halter enligt NV | Måttl. Halter enligt NV | Naturliga halter i sv vatten, NV |
|---|----------|-----------|--------------|----------|-----------|--------------|-----------------------|-------------------------|----------------------------------|
| | Före SBR | Efter SBR | Efter rotzon | Före SBR | Efter SBR | Efter rotzon | | | |
| Metaller och andra grundämnen i µg/l-nivå (µg/l) | | | | | | | | | |
| Al | 320 | 240 | 110 | 250 | 99 | 280 | | | |
| As | 6,1 | <10 | <8 | <10 | <10 | 11 | 0,4-5 | 5-15 | 0,4 |
| Ba | 170 | 170 | 200 | 180 | 140 | 260 | | | |
| Cd | 0,17 | 0,22 | 0,25 | 0,2 | 0,13 | 0,13 | 0,01-0,1 | 0,1-0,3 | 0,014 |
| Co | 4,3 | 4,5 | 8,4 | 5,7 | 5,3 | 7,1 | | | 0,13 |
| Cr | 15 | 16 | 13 | 12 | 9,6 | 12 | 0,3-5 | 5-15 | 0,4 |
| Cu | 6,6 | 5,2 | 5,5 | 4,1 | 3 | 2,7 | 0,5-3 | 3-9 | 1,3 |
| Hg | <0,02 | 0,025 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | | | 0,004 |
| Mn | 920 | 900 | 2000 | 790 | 860 | 1600 | | | |
| Ni | 14 | 15 | 23 | 19 | 17 | 25 | 0,7-15 | 15-45 | 1,0 |
| Pb | 2,4 | 2,1 | 1,6 | 2,5 | 1,3 | 1,2 | 0,2-1 | 1-3 | 0,32 |
| Zn | 83 | 99 | 35 | 49 | 43 | 10 | 5-20 | 20-60 | 4,3 |

Hormonstörande effekter

Lakvattnet testades för hormonella effekter. Obehandlat lakvatten visade inga hormonella effekter. Efter SBR och efter rotzon antyds en östrogen effekt som dock inte går att kvantifiera. Efter SBR visade lakvattnet en androgen effekt, 11 ng/l DHT-ekvivalenter och efter rotzonen var det 69 ng/l DHT-ekvivalenter. Se vidare Svenson m.fl. (2004a,b).

Diskussion

Representativitet

Ett mål med provtagningarna var att alla prov skulle tas från samma tänkta vattenpaket. Dammen före SBR och utjämningsdammen mellan SBR och rotzonen utjämnar eventuella haltvariationer i inkommande lakvatten till viss del.

För att få mer representativa prover i provpunkterna före och efter SBR än vad enstaka stickprov ger gjordes två stickprov med en tids mellanrum (tre dagar i april och en dag i augusti). Dessa blandades till ett samlingsprov före SBR och ett samlingsprov efter SBR.

Ett antal möjliga felkällor skall nämnas. Det är svårt att veta hur halterna i dammen varierar med tiden. Dammen rymmer 3500 m³ vilket motsvarar mer än en månads lakvattenproduktion vilket utjämnar haltvariationer i inkommande lakvatten. Upphållstiden i rotzonen uppskattas till runt 4 dagar. Om halterna varierar mycket och upphållstiden i rotzonen inte stämmer med den uppskattade blir jämförelserna före och efter behandling svåra. Flödesmätning görs inte efter rotzonen. I tabell 13 visas hur de konservativa ämnena förändras. Utifrån detta kan man uppskatta effekten av avdunstning i rotzonen. Det är inte entydigt, men de flesta halter ökar vilket tyder på en avdunstning i rotzonen.

Tabell 13. Förändringen av halten av några konservativa ämnen före SBR och efter rotzonen.

| Parameter | Förändring april +/- % | Förändring augusti +/-% |
|-----------|------------------------|-------------------------|
| F | +75 | - |
| K | -3 | -19 |
| Na | +9 | +2 |
| Sb | - | +16 |

Behandlingen i SBR och rotzon

Tillflödet till dammen från deponin och komposten är periodvis mindre än flödet genom behandlingsanläggningen. En del av vattnet efter SBR går tillbaka till dammen. Efter rotzonsbädden går idag det behandlade lakvattnet tillbaka till dammen. Det innebär att vattnet i dammen ibland egentligen redan passerat SBR-anläggningen och rotzonen ett antal gånger. Vid de tillfällena bör man inte vänta sig någon större skillnad före och efter SBR..

Överskottsvatten pumpas från dammen till kommunalt reningsverk. I framtiden planeras att allt lakvatten efter rotzonen skall släppas till recipient. Detta förhållande gör att det är svårt att utifrån halterna vid dagens behandling dra slutsatser om halterna i framtiden. Om lakvattnet i dammen inte späds med behandlat vatten kan halterna bli högre i inkommande vatten och även i utgående. Vid arbetet med denna studie har IVL inte tagit del av och räknat på flödesmätningar av inkommande och utgående lakvatten.

Halterna före och efter behandling

COD minskade inte nämnvärt i aprilproverna. I augusti var COD betydligt högre, 650 mg/l i inkommande vatten och efter behandling var halten 290 mg/l, vilket är strax över halten i april, 240 mg/l. COD-värdet är märkligt högt innan SBR. Eventuellt kan analysen ha blivit störd av sulfid. En annan förklaring kan vara att lakvattenbildningen i augusti var betydligt högre än kapaciteten i SBR, d.v.s. att det mesta dammvattnet inte hade passerat SBR någon gång. I april kan det vara samma lakvattenmängd som passerar SBR flera gånger. Vid varje SBR-cykel tillsätts 7,5 liter metanol till 43 m³ lakvatten. Detta motsvarar cirka 210 mg/l COD. Att COD ökar något efter rotzonen kan bero på frigörande av humusämnen, alltså en nedbrytning av växtmaterial.

Metallhalterna minskade inte generellt vid behandling. Detta är förvånande eftersom man har slam-bildning och normalt adsorption av metaller till slammet vid denitrifikationen. Uttag av slamöver-skott skulle då ge minskade metallhalter i vattnet. En förklaring kan vara att systemet delvis är i jämvikt. Lakvattnet pumpas tillbaka till dammen efter rotzonen och vattnet går runt i systemet. Om tillskottet av nytt lakvatten är litet i förhållande till mängden lakvatten i dammen så händer inte så mycket med halterna. Detta motsägs dock av att andra parametrar, t.ex. närsalter minskar betydligt i SBR. Det kan också vara så att svårnedbrutna humusrester, fulvosyror, komplexbinder metaller så att mindre tas upp i slammet.

Vissa metaller, Co, Mn och Ni, ökade betydligt efter rotzonen både i aprilprovet och i augustiprovet. En förklaring kan vara att de frigörs från materialet som använts vid bygget av rotzonsdammen.

Pb minskade i både aprilprovet och augustiprovet. I aprilprovet fastnade en del i slammet i SBR och en del i rotzonen. I augustiprovet fastnade det mesta i SBR och inte mycket i rotzonen.

Samtliga metallhalter efter rotzonen ligger nära eller under medel jämfört med tidigare undersökta lakvatten. Vissa metallhalter är sådana att de skulle räknas som måttligt höga om de förekommit i sötvatten enligt NV rapport 4913. Det betyder att biologiska effekter kan förekomma. Det kan inte uteslutas att lakvattnet kan ge effekt i en mindre recipient.

Tennorganiska föreningar, fenoxisyror och PAH har hittats i låga halter i vissa prov. Halterna av dessa föreningar har inte analyserats efter rotzonen.

Hormonstörande effekter

Resultatet tyder på att lakvattnet innan SBR innehåller ämnen som hämmar jästcellerna och därmed döljs en hormoneffekt. Den större effekten efter rotzonen kan bero på bildning av metaboliter från växterna eller andra faktorer som ändring av lakvattnets redoxpotential genom rotzonen. Kunskaperna om hormonstörande effekter i olika vattentyper är begränsad. Vidare studier på området föreslås.

5.5 Luftad damm, sandfilter och naturlig våtmark

Studien genomfördes på Måsalycke avfallsanläggning i S:t Olof utanför Simrishamn.

Tabell 14. Sammanfattning av fakta och resultat från studien av Måsalycke avfallsanläggning.

| | |
|--|---|
| Typ av avfall | Hushålls- och industriavfall |
| Deponi sedan | 1975 |
| Storlek deponi | 9-10 hektar |
| Konstruktion | Saknar bottentätning |
| Lakvattenproduktion | 40000 m ³ 1999 |
| Lakvattenbehandling | Luftad damm, sandfilter, skogsbevattning och våtmark |
| Recipient | Björnbäcken |
| Bedömning av lakvattnet och behandlingen | Behandlingen fram till och med den luftade dammen tar bort en del av kvävet och det organiska kolet men det mesta är kvar. Tungmetallerna minskar betydligt. Halterna enskilda organiska ämnen är låga. |
| Förslag på åtgärder | Utred förekomsten av metaller i Björnbäcken |

Bakgrund

Sedan januari 1975 har hushålls- och industriavfall från Tomelilla och Simrishamns kommuner deponerats på avfallsanläggningen i Måsalycke. Innan dess fanns det 26 st småtippar i de båda kommunerna. Deponin är på 9-10 hektar och saknar bottentätning. I deponin blandades både organiskt avfall och industri-/handelsavfall samt slam och aska, d.v.s. sådant avfall som inte har kunnat sorteras ut till återvinning. Från och med mars 2003 körs allt hushållsavfall och brännbart industriavfall till Sysavs förbränningsanläggning i Malmö. I retur får Måsalycke icke brännbart avfall som läggs på deponin.

Deponeringsverksamheten har minskat kraftigt sedan starten då uppemot 40000 ton avfall per år gick direkt till deponi. Med utvecklad sortering och nya behandlingsmetoder har deponeringen minskat betydligt under senare år och är nu nere i ca 1000 ton/år och ingen deponering kommer att ske efter 2008, utan sluttäckning kommer att utföras. Efterhand som deponeringen minskat krävs större sorterings- och behandlingsytor.

Lakvattenproduktion var cirka 40000 m³ 1999 (mycket regn). Behandlingen består av en luftad damm, en filterbädd och sedan bevattning av energiskog och infiltration i en våtmark. Det är oklart hur mycket grundvatten som bidrar till lakvattenproduktionen men eftersom deponin saknar bottentätning kan utbyte mellan grundvatten och lakvatten ske.

Lakvattnet hamnar först i damm 1, en uppsamlingsdamm på 13000 m³. I uppsamlingsdammen samlas också dagvatten från sorteringsytor och annat dagvatten från anläggningen. Efter damm 1 finns en luftad damm, damm 2, på 3000 m³. Efter luftningen passerar lakvattnet en filterbädd och hamnar sedan i en liten uppsamlingsdamm, damm 3, på 125 m³. Därefter går en del till bevattning av energiskog (9000 m³ 1999) och en del till infiltration i en naturlig våtmark (32 000 m³ 1999). Numera (2007) är det runt 75 % som går till bevattning. Området avvattnas av Björnbäcken.

Syfte och genomförande

Syftet med studien var att utreda anläggningens reningseffekt med avseende på närsalter, metaller, tennorganiska föreningar och ett antal specifika organiska föreningar.

Under 2000 och 2002 genomfördes provtagningar på anläggningen. År 2000 provtogs perkolat, obehandlat lakvatten från slang pumpat direkt från deponins dräneringssystem, och 2002 provtogs damm 1 och damm 3 samt vatten och sediment i Björnbäcken uppströms och nedströms deponins spridningsområde. Det gick inte att ta prov efter våtmarken eller efter bevattningen eftersom vattnet sprids diffust.

Förutom kemiska analyser så testades det behandlade lakvattnet för hormonella effekter. Alla analysdata finns samlade i bilaga 2.

Allmän karakterisering

Lakvattnet är generellt sett ett svagt lakvatten. Det visar bl a analyserna av det perkolatet år 2000 som har låga halter klorid och organiskt kol jämfört med andra undersökta lakvatten. Detta kan bero på såväl avfallssammansättning, utspädning av grundvatten som att 1999 var ett regnigt år. Även 2002 har lakvattnet låga halter klorid och organiskt kol. Halterna klorid och organiskt kol är cirka hälften 2002 jämfört med perkolatet år 2000.

Perkolatet år 2000 är ett moget lakvatten med lite BOD i förhållande till COD. År 2002 är andelen BOD av COD större. Huvuddelen av det organiska kolet är i löst form.

2002 är klorid- och fluoridhalten runt 8 % lägre efter luftningen. Klorid och fluorid påverkas inte av luftning utan detta visar på en generell minskning av halten i lakvattnet antingen p g a utspädning eller p g a att halten i det ursprungliga lakvattnet varierar något. Det är cirka en månads uppehållstid mellan damm 1 och damm 3.

Provet som togs i damm 1 innehåller mer suspenderat material än provet i damm 3. Detta är viktigt för värderingen av innehållet av organiska ämnen. Man kan anta att en del organiskt material som finns i suspenderad fast form sedimenterar och avskiljs från lakvattnet. Enligt deponiägaren består suspen i damm 1 av järnutfällningar.

Det organiska kolet minskar vid behandlingen men det finns fortfarande en del BOD kvar i damm 3.

Tabell 15a. Måsalucke, sammanställning av lakvattnets innehåll av organiskt kol

| Parameter | enhet | Perkolat 2000 | Damm 1, 2002 | Damm 3, 2002 |
|---------------------------|----------------------|---------------|--------------|--------------|
| Suspenderad substans | mg/l | 42 | 26 | 6,5 |
| Glödningsrest GF/A | mg/l | 29 | 6,5 | 1,0 |
| BOD (7) | mg O ₂ /l | 9 | 34 | 16 |
| COD (Cr) | mg O ₂ /l | 240 | 170 | 110 |
| BOD/COD | | 0,04 | 0,20 | 0,15 |
| TOC | mg/l | 100 | 55 | 41 |
| DOC (0.45 µm) | mg/l | 89 | 52 | 37 |
| POC | mg/l | 5,4 | 11 | 3 |
| DOC/TOC | | 0,9 | 0,9 | 0,9 |
| POC/TOC | | 0,05 | 0,20 | 0,08 |
| Salinitet | Promille | 1,6 | 0,8 | 0,6 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | 310 | 130 | 120 |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | 0,77 | 0,52 | 0,48 |

Nästan allt kväve är i form av ammoniumkväve i perkolatet. Lakvattnet innehåller låga halter fosfor. Luftningen tar bort runt hälften av ammoniumkvävet. Halten totalkväve minskar så det sker också en viss denitrifikation i damm 2.

Tabell 15b. Måsalyncke, sammanställning av lakvattnets innehåll av närsalter.

| Parameter | enhet | Perkolat 2000 | Damm 1, 2002 | Damm 3, 2002 |
|---------------------------------|-------|---------------|--------------|--------------|
| N-Ammonium | mg/l | 150 | 57 | 24 |
| N-Kjeldahl | mg/l | 160 | 64 | 30 |
| N-Nitrit+nitrat | mg/l | - | - | 11 |
| N-Totalt | mg/l | 160 | 64 | 41 |
| P-Fosfat (P-PO ₄ 2-) | mg/l | 0,66 | 0,02 | 0,03 |
| P-Totalt | mg/l | 0,81 | 0,24 | 0,21 |

Organiska ämnen

Knappt 200 enskilda organiska ämnen analyserades i perkolatet. Perkolatet innehöll en del alifatiska kolväten. Halterna var betydligt lägre 2002 och minskar också vid behandlingen. Perkolatet innehöll inga klorerade eller bromerade alifater, förutom låga halter dikloreten.

Bensen och några alkylerade bensener hittades i perkolatet. Bensen, toluen, etylbensen och xylen kunde inte hittas vid provtagningen år 2002. Fenol fanns i perkolatet. I damm 1 och damm 3 är halterna fenol betydligt lägre. Några alkylerade fenoler förekommer i damm 1 men halterna är lägre i damm 3 förutom kresol som endast hittas i damm 3.

Oktylfenol-, nonylfenoletoxilater och nonylfenol fanns i perkolatet men 2002 var halterna i damm 1 betydligt lägre. I damm 3 analyserades endast oktylfenol och nonylfenol. Halten oktylfenol var 0,4 µg/l.

PAH analyserades i perkolatet 2000 men inga detekterades. I perkolatet detekterades två ftalater, två klorbensener och en klorfenol i halter nära detektionsgränsen. Inga PCB hittades. Två furaner detekterades i halter strax över detektionsgränsen på 0,1 ng/l i perkolatet. I perkolatet och i damm 1 hittades sammanlagt 4 bromerade flamskyddsmedel i ng/l-nivå.

Några fenoxisyror detekterades i lakvattnet i halter mellan 0,1 och 3 µg/l. Halterna var betydligt lägre i damm 3 än i damm 1.

Trifenylfosfat hittades i perkolatet men inte i damm 1.

Metallorganiska ämnen

Inga tennorganiska ämnen påvisades i perkolatet. 2002 gjordes inga analyser m a p tennorganiska föreningar.

Metaller

I perkolatet var halten kvicksilver 0,5 µg/l och halten bly var 35 µg/l vilket är höga halter jämfört med IVLs tidigare karakteriseringar av andra lakvatten. Om perkolatet skulle släppas ut orenat skulle det ge ett utsläpp på 20 gram kvicksilver och 1,5 kg bly per år.

I damm 1 var metallhalterna betydligt lägre och i damm 3 var halterna ytterligare lägre. En del metaller tycks fastna i behandlingen. Halten bly är under 1 µg/l. Andra tungmetaller är under detektionsgränsen eller i µg/l-nivå.

I Björnbäckens vatten och sediment var halten av några tungmetaller betydligt högre nedströms deponins spridningsområde jämfört med uppströms. Halterna kadmium, bly och zink är särskilt höga i vattnet. I sedimentet nedströms deponins spridningsområde var halten bly 1300 mg/kg TS. Se vidare i bilaga 2.

Tabell 16. Metallhalter i luftat lakvatten, Björnbäcken och jämförelsevärden.

| | Lakvatten efter luftning | Björnbäcken uppströms | Björnbäcken nedströms | Låga halter* | Måttl. Halter* | Naturliga halter i sv vatten* |
|-----------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|--------------|----------------|-------------------------------|
| Metaller, µg/l | | | | | | |
| As | - | 0,25 | 0,96 | 0,4-5 | 5-15 | 0,4 |
| Cd | - | 1,7 | 1,32 | 0,01-0,1 | 0,1-0,3 | 0,014 |
| Co | 6,3 | 0,60 | 2,7 | | | 0,13 |
| Cr | 1,8 | 0,22 | 0,28 | 0,3-5 | 5-15 | 0,4 |
| Cu | 2,8 | 1,9 | 1,3 | 0,5-3 | 3-9 | 1,3 |
| Hg | - | 0,0031 | 0,0036 | | | 0,004 |
| Mn | 50 | 45 | 225 | | | |
| Ni | 11 | 1,9 | 2,4 | 0,7-15 | 15-45 | 1,0 |
| Pb | 0,64 | 1,1 | 6,7 | 0,2-1 | 1-3 | 0,32 |
| Zn | 4,0 | 96 | 98 | 5-20 | 20-60 | 4,3 |

*Naturvårdsverket 1999b

Hormonstörande effekter

Det behandlade vattnet hade en östrogen effekt, 2,1 ng/l E2-ekvivalenter, se tabell 24 avsnitt 8. Ingen androgen effekt kunde påvisas. Extraktet innehöll ämnen med tillväxthämmande egenskaper. Detta innebär att jästcellerna som användes i testet fick en hämrad celltillväxt så att det inte gick att utläsa en eventuell androgen effekt. Se vidare Svenson m.fl. (2004a).

Diskussion

Utifrån resultaten av provtagningarna 2002 fungerade inte behandlingen fullt ut för kväve. Längre uppehållstid eller effektivare luftning i damm 2 (den luftade dammen) skulle troligen minska ammoniumkvävet och BOD mer. Det tycks ske en viss denitrifikation i damm 2 men den är inte tillräcklig för att svara mot nitrifikationen. Damm 3 är mycket liten så om man vill öka denitrifikationen så behöver det bli utrymme för det i damm 2. Föreslås att försök görs för att se om förbättrad luftning kan minska kvävet och BOD.

Det går ej att mäta vad som händer i våtmarken eller i skogsbevattningen. Det är också oklart hur mycket utbyte det finns mellan grundvatten och lakvatten. Proverna på vatten och sediment i Björnbäcken pekar på att bäcken är påverkad av deponin. Det är dock inte helt uteslutet att föroreningarna kommer från annat håll. Mellan provtagningspunkterna ansluter en annan bäck till Björnbäcken och det är oklart vilken föroreningsstatus denna bäck har. Det behandlade lakvattnet innehåller låga halter tungmetaller. Tungmetallerna i bäcken kan komma från tiden innan lakvattnet behandlades. Vi har inga uppgifter på vattenflödet i Björnbäcken så tungmetallmängderna som transporteras i Björnbäcken är okända. Föreslås att man närmare undersöker halter, flöden och möjliga källor till tungmetaller.

Det är svårt att bedöma den östrogena effekten i det behandlade vattnet eftersom det finns så lite jämförelsematerial. Det är intressant att följa upp området och göra fler studier framöver på både obehandlat och behandlat lakvatten.

5.6 Industningsanläggning

Studien genomfördes vid deponin Rödjorna utanför Skara.

Tabell 17. Sammanfattning av fakta och resultat från deponin Rödjorna.

| | |
|---|--|
| Typ av avfall | Hushålls-, bygg- och rivningsavfall, slam från ARV samt askor från förbränning |
| Deponi sedan | 1971 |
| Storlek deponi | 20 hektar |
| Plan för deponin | Avslutas år 2025 |
| Lakvattenproduktion | Cirka 14 000 m ³ per år |
| Lakvattenbehandling | Luftad damm, industning |
| Recipient | Hornborgarsjön |
| Bedömning av det obehandlade lakvattnet | Höga kvävehalter, vilket sannolikt beror på att lakvattenkoncentratet returneras till deponin efter industning. |
| Bedömning av behandlingen | God effekt överlag. |
| Förslag på åtgärder | Det vore intressant att utreda möjligheten att driva av ammoniak genom strippning för att sedan avskilja i en skrubber med svavelsyra. |

Bakgrund

Vid Rödjorna har avfall deponerats och hanterats sedan början på 70-talet. Idag utgör Rödjorna återvinningsanläggning i första hand en anläggning för behandling, återvinning och deponering av hushålls- och verksamhetsavfall mm. Vid anläggningen som är belägen en bit utanför Skara anlades år 1999 en industningsanläggning av fallfilmstyp med ångrekompresion för att lokalt behandla uppkommet lakvatten. Investerings- och installationskostnaden för industningsanläggningen uppgick till 7 Mkr.

År 2003 behandlades 14500 m³ lakvatten i industningsanläggningen. Lakvattnet samlas upp i en damm i vilken det också luftas för att genom utfällning reducera halten av järn och mangan som annars har stor benägenhet att anrikas i värmeväxlardelen i industningsanläggningen. Lakvattnet leds via den luftade dammen in till en förbehandling i form av flotation för avskiljning av partiklar. Därefter justeras pH till 3,8 genom tillsats av saltsyra (HCl) för att förhindra avdrivning av ammoniak (NH₃) och för att förhindra karbonatutfällning på värmeväxlardelen. Industningen innebär att man genom tillförsel av värme förångar vatten, och kvar blir ett koncentrat med salter och ämnen med högre kokpunkt. Ångfasen kyls sedan och bildar ett kondensat.

Fallfilm erbjuder energisnål industning där avdunstningen sker på stora värmeväxlarytor, vilket fungerar bra upp till några procents salthalt utan att kräva speciellt mycket underhåll eller rengöring. Den drivande kraften vid industning är tillförd värme. Värmen åtgår dels till uppvärmning av den behandlade vätskan, dels till att överföra vätskan från flytande fas till gasfas. För en rimlig ekonomi är det viktigt att man kan återvinna så mycket värme som möjligt.

En större del av lakvattnet (90 %) bildar efter processen ett kondensat som efter en ytterligare pH-justering med natriumhydroxid (NaOH) till pH 7 släpps ut till en bäck nedströms deponin. Resterande vatten bildar ett koncentrat som pumpas tillbaka till deponin. Processen är kontinuerlig men stoppas i storleksordningen en gång i veckan på grund av underhållsarbete för att värmeväxlaren sätter igen. Vid provtagningen år 2003 var de aktiva delarna i induststaren tillverkade av SMO-stål, en legering där krom, koppar, molybden och nickel ingår.

Syfte och genomförande

Syftet med studien var att utreda indunstningsanläggningens reningseffekt med avseende på när-salter, metaller, tennorganiska föreningar och ett antal specifika organiska föreningar med olika inneboende egenskaper.

Lakvatten från Rödjorna provtogs den 10 april 2003. Prover på det inkommande vattnet togs i dammen efter att lakvattnet luftats. Prover av utgående vatten, dvs. koncentrat och condensat, togs från avtappningsledningarna vid olika punkter av indunstningsanläggningen.

För det luftade vattnet valdes analysparametrar mot bakgrund av vad som hittats tidigare i ett flertal lakvatten. Ett brett spektrum av ämnesgrupper analyserades utan någon speciell inriktning. För det behandlade vattnet analyserades huvudsakligen de ämnen som hittats i det obehandlade vattnet.

Samtliga uttagna prover konserverades med natriumazid (NaN_3). Proverna transporterades till IVL och förvarades kallt och mörkt till påföljande dag då de skickades till laboratorium för analys.

I det följande redovisas en sammanfattning av resultaten från provtagningen. Samtliga analysresultat finns redovisade i Bilaga 2. I resultatsammanfattningen jämförs de analyserade parametrarna med ett 30-tal tidigare studerade lakvatten.

Allmän karakterisering

Obehandlat lakvatten

Uppmätta värden i det obehandlade lakvattnet låg för flertalet av de allmänkarakteriserande parametrarna kring medelvärdet i jämförelse med tidigare studerade lakvatten. Den totala kvävehalten bestod till 90 % av ammonium, vilket visar på vikten av att pH-värdet justeras innan vattnet indunstas. I det obehandlade lakvattnet uppmättes en COD-halt på 840 mg/l.

Kondensat

Kondensatet, som år 2003 uppgick till en total volym på cirka 13 000 m³, innehöll mycket låga koncentrationer för de flesta analyserade parametrar. Den totala halten organiskt kol reducerades från 300 till 7,2 mg/l och kloridhalten sänktes från 1200 till 5,1 mg/l. Allt COD som uppmättes i det obehandlade lakvattnet hade vid analysen av kondensatet avlägsnats.

Koncentrat

Koncentratet, som år 2003 uppgick till en volym på cirka 1 450 m³, innehöll som väntat en hög koncentration av samtliga analyserade allmänkarakteriserande parametrar. Då saltsyra (HCl) kontinuerligt tillförs processen erhöles klart högre halter i koncentratet, vilket syns vid en massbalans över de olika strömmarna. Den extra mängd klorider som tillfördes deponin år 2003 uppgick till knappt 50 ton, vilket innebär en förhöjd salthalt. Vilka konsekvenser detta medför på sikt bör närmare utredas.

Vid en jämförelse mellan de olika delströmmarna framgår att 30 % av det totala kvävet saknas. Det kan ha avgått till luften i form av ammoniak och kvävgas. Det totala organiska kolet har samtidigt reducerats med 40 %. Flyktiga föreningar kan ha avgått till luft och organiskt material kan ha avsatts med igensättningar i värmeväxlaren.

Organiska föreningar och organiska summaparametrar

För att ta reda på vad som händer med de organiska föreningarna analyserades obehandlat lakvatten, kondensat och koncentrat med de tre samlingsparametrarna totalt extraherbara alifater, totalt extraherbara aromater och opolära alifater. I det obehandlade lakvattnet fanns 2,1 mg/l extraherbara alifater, 0,1 mg/l opolära alifater och inga aromater. I kondensatet fanns inga extraherbara alifater eller aromater men halten opolära alifater var 0,6 mg/l. Resultaten är svårförklarade och ger ingen vägledning.

Enskilda organiska föreningar som analyserades var nonyl- och oktylfenoletoxilater, klorfenoler, bromerade flamskyddsmedel och fenoxisyror. De flesta föreningar minskar i halt i kondensatet. Ett undantag är klorfenoler som inte hittas i lakvattnet men däremot i kondensatet och koncentratet. Halterna bromerade flamskyddsmedel är ungefär lika höga i kondensatet som i koncentratet.

Metallorganiska föreningar

Tennorganiska föreningar

Mono- och dibutyltenn återfanns som väntat i högst koncentration i koncentratet, näst högst i det obehandlade lakvattnet och lägst koncentration i kondensatet. Tributyltenn återfanns i obehandlat lakvatten och kondensat, men ej i koncentratet. Den uppmätta halten i kondensatet låg emellertid nära detektionsgränsen. Kanske fanns tributyltenn också i koncentratet i en låg koncentration. Analysen kan ha störts av för mycket brus då detta vatten var mycket koncentrerat. Det ter sig också som om tributyltenn i viss mån brutits ned till di- respektive monobutyltenn.

Metaller och andra grundämnen

För de metaller som analyserades var avskiljningsgraden tillfredsställande då halten i kondensatet för flertalet av metallerna låg under detektionsgränsen för respektive analys. Några metaller återfanns emellertid i kondensatet. Värt att notera är att de metaller som ingår i SMO-stålet ökade i mängd efter behandlingen, vilket tyder på att materialet i industningsanläggningen korroderar. Till exempel så beräknades mängden koppar ha ökat från 348 mg i det obehandlade lakvattnet till 1,3 g i kondensatet och 6,5 g i koncentratet.

Diskussion

Indunstning är ingen reningsteknik i egentlig mening där en nedbrytning av olika fraktioner sker. Indunstning är en separationsteknik där föreningar och ämnen fördelas till olika faser beroende på dess inneboende egenskaper, primärt olika grad av flyktighet och vattenlöslighet. Vid Rödjorna pumpas koncentratet tillbaks till deponin, vilket betyder att ämnena hålls kvar där och inte sprids vidare utanför deponin.

Det finns fördelar med att koncentratet pumpas tillbaks till deponin. Genom ett tillskott av organiskt kol och genom att biobädden hålls fuktig gynnas produktionen av metangas.

Att det tillförs salter till deponin i form av klorider (knappt 50 ton år 2003) kan däremot på sikt vara hämmande för de biologiska processer som sker inuti ett avfallsupplag och därigenom för nedbrytningen av organsikt material.

De analyser som genomfördes på kondensat- och koncentratströmmarna visar att avskiljningen av de allra flesta föreningar och ämnen varit god men inte fullständig. En del föreningar verkar i viss utsträckning förångas och kondenseras tillsammans med vattnet.

Förutsatt att uppmätta koncentrationer anses som representativa så avgår 72 µg tributyltenn årligen till recipienten i en halt på 2 ng/l. Det saknas underlag för att bedöma om detta utsläpp kan ha negativa konsekvenser för recipienten.

Noteras bör också analysresultaten för Cr, Cu, Mo och Ni i kondensatet som tyder på en viss korrosion av anläggningen orsakad av kombinationen lågt pH och hög kloridhalt. Det vore intressant att utreda möjligheten att driva av ammoniak genom strippning för att sedan avskilja det i en skrubber med svavelsyra. Produkten ammoniumsulfat skulle kunna avyttras som kvävegödning. I ett sådant fall skulle inte pH behöva sänkas så mycket före indunstningen och således mindre saltsyra behövas. Det är möjligt att strippa av ammoniak, men då måste man först höja pH till över 10 för att få någon fart på det. På köpet kan man då få utfällning av en del metaller. Vad som blir billigast är svårt att säga, lut är dyrare än saltsyra som är dyrare än svavelsyra. Strippningen kräver ett nytt steg och energi, men ger en produkt. Indunstningen efter avdrivning kräver pH-sänkning igen för att undvika karbonatutfällningar.

5.7 Översilningsyta och våtmarksdammar

Studien genomfördes på Korslöts deponi utanför Trosa.

Tabell 18. Sammanfattning av fakta och resultat från studien av Korslöts deponi.

| | |
|---|--|
| Typ av avfall | Hushålls- och industriavfall |
| Deponi sedan | 1960-talet. |
| Plan för deponin | Sluttäckning pågår (2004). |
| Lakvattenproduktion | Cirka 10000 m ³ /år |
| Lakvattenbehandling | Lakvattnet från Korslöts deponi renas via en översilningsyta, blandas sedan med delvis renat kommunalt avloppsvatten och passerar en våtmarksanläggning innan det släpps till recipienten. |
| Recipient | Trosaån |
| Bedömning av det obehandlade lakvattnet | Låga halter föroreningar |
| Bedömning av behandlingen | Viss fastläggning av metaller. |
| Förslag på åtgärder | Fortsatta studier av massflöden i lakvatten och avloppsvatten föreslås |

Syfte och genomförande

Lakvattenbehandlingen på Korslöt har utvärderats med avseende på avskiljning av metaller och vissa organiska ämnen. Lakvattnet har karakteriserats före och efter översilningsytan. Det blandade vattnet i våtmarken har inte karakteriserats.

Bakgrund

På Korslöt har avfall från Trosa, Gnesta och Hölö, 20-25 000 personer, deponerats sedan 1960-talet. Dominerande avfall som deponerats är hushållsavfall och industriavfall. Deponin avslutades 2001 men var 2004 ännu inte sluttäckt. Sluttäckning kommer att ske de närmaste åren. På deponiområdet sker mottagning och sortering samt mellanlagring av grovsopor, miljöfarligt avfall och återvinningsbart avfall från hushåll och industri. Deponin är belägen ovanpå tät lera i en dalsänka. Lakvatten samlas upp i diken runt deponin. Årligen produceras cirka 10000 m³ lakvatten. Lakvatten samlas upp i en damm som rymmer 1250 m³ vilket i snitt motsvarar knappt två månaders produktion. När deponin är sluttäckt väntas lakvattenproduktionen minska betydligt.

Avloppsvatten från Vagnhärad och Västerljung renas i Vagnhärad avloppsreningsverk. I verket genomgår vattnet mekanisk, biologisk och kemisk rening innan det "poleras" ytterligare i en anlagd översilningsyta och våtmark. Syftet med översilningsytan och våtmarken är främst att reducera kväve och eventuella smittämnen. Halterna av indikatorbakterier i det renade vattnet som sedan släpps ut i Trosaån klarar enligt Trosa kommun normen för badvattenkvalitet. Ca 4000 personer är idag anslutna till reningsverket och varje år renas omkring 350 000 m³ avloppsvatten.

Sedan början av 2003 behandlas på försök lakvatten i översilningsytan och våtmarken. En del, 600 m² av totalt 8 300 m² av översilningsytan har för försöket avsatts för lakvattenbehandlingen. Lakvattnet leds från deponin i ledningar till en pumpstation. Från pumpstationen pumpas vattnet till ett fördelningsdike (dike 1) i anslutning till översilningsytan. Från diket pumpas lakvattnet intermittert ut på översilningsytan för att omväxlande aeroba och anaeroba förhållanden ska råda. Översilningsytan ligger i en svag sluttning. Vattnet rinner genom översilningsytan till ett uppsamlingsdike (dike 2). Efter översilningsytan blandas lakvatten och avloppsvatten och rinner vidare i de två våtmarksdammar som är på vardera 8200 m³ och 22600 m². Uppehållstiden är 5 dygn.

Lakvattnet utgör cirka 3 % av avloppsvattenvolymen. Översilningsytan är anlagd på en före detta åkermark och är konstruerad av företaget WRS, Uppsala.

Provtagning

Provtagningen omfattar lakvatten före och efter översilningsytan samt jord från översilningsytan och sediment från diken. Eftersom lakvattnet blandas med avloppsvatten efter översilningsytan så är det svårt att bedöma vad som sker med lakvattnet i våtmarksdamarna.

Planen från början var att bedöma behandlingen av lakvatten genom att jämföra lakvatten före och efter översilningsytan. IVL provtog inkommande lakvatten i dike 1 i maj 2003. Vid provtagningstillfället fungerade inte barriären mellan lakvatten och avloppsvatten en bit ner på våtmarken och i dike 2. Därför kunde inte utgående vatten provtas. Därför gjordes en ny provtagning i september 2003 då behandlat lakvatten provtogs i dike 2. Efter första provtagningen konstaterades att lakvattnet hade låga halter av de flesta parametrar. För att få så intressanta resultat som möjligt av undersökningen ändrades provtagningsplanen. Förutom provtagning av utgående vatten efter översilningsytan togs sedimentprover i beskickningsdiket (dike 1) och uppsamlingsdiket (dike 2). Dessutom provtogs jord i översilningsytan för lakvatten och på åkermarken utanför översilningsytan som ett referensprov.

Analyser

I prov från maj 2003 har fysikaliska parametrar analyserats av IVLs laboratorium. Metaller och organiska parametrar samt fysikaliska parametrar i prov från september har analyserats av Analytica. Eftersom vi förväntade oss generellt sett låga halter av organiska föreningar begränsade vi analyspaketet till de ämnesgrupper som oftast förekommer över detektionsgränserna. Innehållet av vissa monocykliska aromater, nonylfenol samt 2 nonylfenoletoxylater (NF-etoxylyt), 16 PAH-föreningar, bromerade flamskyddsmedel, fenoxisyror och tennorganiska föreningar analyserades. Alla data finns samlade i bilaga 2.

Allmän karakterisering

Det obehandlade lakvattnet innehöll 80 mg/l totalt organiskt kol (TOC). COD-värdet var 200 mg/l. Kloridhalten var 220 mg/l. Värdena antyder generellt att lakvattnet är svagare (mindre koncentrerat) än de flesta av runt 30 lakvatten som IVL karakteriserat i olika forskningsprojekt.

Det behandlade lakvattnet innehöll 120 mg/l totalt organiskt kol (TOC) och 110 mg/l löst organiskt kol (DOC). COD-värdet var 300 mg/l. Kloridhalten var 340 mg/l. Samtliga dessa värden är runt 50 % högre än i det inkommande vattnet vid provtagningstillfället.

För analyser av närsalter hänvisas till Korslöts egna data.

Organiska ämnen

En NF-etoxylyt, 2 PAH-ämnen och en fenoxisyra detekterades. 4-NF-monoetoxylyt uppmättes till 0,5 µg/l. Det är lågt jämfört med andra lakvatten. Tidigare har 4-NF-monoetoxylyt analyserats i 12 obehandlade lakvatten, varav 9 prov från damm och 3 prov var perkolat. I fyra dammprov och ett perkolat var halten under detektionsgränsen 0,1 µg/l, i övriga prov varierade halterna mellan 0,2 och 15 µg/l. PAH-ämnena acenaften och fluoren uppmättes till 0,059 respektive 0,060 µg/l. Dessa halter är nära detektionsgränsen. Av tidigare 32 obehandlade lakvatten har acenaften detekterats i 15 vatten i halter mellan 0,01 och 1,3 µg/l och fluoren i 15 vatten i halter mellan 0,02 och 2,5 µg/l.

Fenoxisyran MCPP uppmättes till 8 µg/l. Tidigare har MCPP hittats i 34 av 37 analyserade obehandlade lakvatten. Halterna har varierat mellan 0,05 och 54 µg/l.

I det behandlade vattnet analyserades de ämnesgrupper som kunde detekteras i det obehandlade vattnet, dock inte PAH eftersom halterna var så låga. Dessutom analyserades innehållet av oktylfenol och OF-etoxylater.

Endast två ämnen kunde detekteras. Oktylfenol förekom i halten 0,04 µg/. Halten är låg jämfört med flera tidigare analyserade lakvatten. Fenoxisyran MCPP fanns i koncentrationen 2,7 µg/l vilket är lägre än i det obehandlade vattnet.

Metaller

Överlag var det låga halter av metaller i det obehandlade lakvattnet. De flesta analyserade metaller förekom i betydligt lägre halter än medelvärdet för tidigare karakteriserade lakvatten. Cd och Hg låg under detektionsgränserna 0,05 resp 0,02 µg/l. Halten bly var 0,9 µg/l vilket är nära detektionsgränsen. Halten av aluminium var hög, 1 500 µg/l, den högsta noterade av 31 undersökta lakvatten. Detta kan förklaras med att en aluminiumbaserad fällningskemikalie används i reningsverket. Därmed kan aluminium ha hamnat i sedimentet i diket innan det avsattes för lakvatten, varifrån suspenderat material kan ha hamnat i lakvattnet. Halten arsenik var 8 µg/l vilket är medel av tidigare uppmätta halter i lakvatten.

De flesta metaller, däribland As, Cr och Cu fanns i ungefär samma halter i det behandlade vattnet som i det obehandlade vattnet som provtogs i maj. Halten aluminium hade minskat till låga 57 µg/l. Även Mn och Tl minskade betydligt. Halterna av K, Mg och Na ökade med mellan 30 och 50 %.

Sediment från dike 1 och 2

Många metallhalter var högre i sediment från dike 1 än från dike 2. Halterna av Al, As (19 mg/kg TS), Ba och Cd (0,26 mg/kg TS) var ungefär dubbelt så höga i dike 1 jämfört med dike 2. Halten Cu (72 mg/kg TS) var cirka tre gånger så hög i dike 1 medan halterna av Fe, Ni och Zn var något högre i dike 1 jämfört med dike 2. Halten av Hg var under detektionsgränsen (0,04 mg/kg TS) i dike 2, men kunde detekteras (0,069 mg/kg TS) i dike 1.

Jordprov

Jord från översilningsytan innehöll högre halter än jord utanför av Na och S men lägre halter av Mn och V. I övrigt var halterna ungefär lika.

Diskussion

Lakvattnet kan generellt sett betecknas som ”svagt” eller förhållandevis rent jämfört med andra lakvatten.

COD-halten var 200 mg/l i provet innan och 300 mg/l i provet efter översilningsytan. Det tyder på att lakvattnet var mer koncentrerat vid höstprovtagningen, och att avskiljningen av organiskt material var liten. COD-halten varierar kraftigt i de lakvatten som IVL tidigare karakteriserat. Medelvärdet av obehandlade lakvatten är runt 600 mg/l. Behandlingsresultaten skiljer sig också kraftigt på olika anläggningar. En stor del av COD-innehållet i lakvatten brukar vara svärnedbrytbart. I obehandlade lakvatten brukar BOD endast utgöra upp till 10 procent av COD. Utsläppet av COD är svårt att bedöma ur miljösynpunkt eftersom man inte vet vilka organiska föreningar som ingår. COD i lakvatten består till stor del av olika fettsyror, proteiner, humussyror och fulvosyror. I ett biologiskt behandlat lakvatten är COD-innehållet svärnedbrytbart och bidraget till syreförbrukning i

en recipient är därmed försumbart. COD-halten har ingen tydlig ekologisk relevans och det är därför svårt att motivera att använda COD-halt som gränsvärde.

Behandlingens effekt på närsalter har inte bedömts. Studier på andra lakvattenbehandlingar i projektet visar skiftande resultat på närsaltsreduktion. Flera lyckas ta bort 95-100 % av ammoniumkvävet och 75-98 % av totalkvävet medan andra ligger på 30-50 %-ig reduktion.

Lakvattnet innehåller mycket låga halter av de enskilda organiska ämnen som analyserats. Möjligen sker en minskning i översilningsytan från redan låga halter men få data och låga halter gör att det är svårt att visa.

En viss korrelation föreligger ofta mellan halter av olika organiska ämnen i de lakvatten som vi undersökt. Av detta kan man förmoda att halterna av andra organiska ämnen än de analyserade också är låga i lakvattnet från Korslöt. Liksom vid alla karakteriseringar kan det dock inte uteslutas att lakvattnet innehåller farliga halter av något ämne som vi inte har analyserat.

Det går inte att noggrant räkna ut vilken reduktion behandlingen haft på olika parametrar. Detta beror på flera faktorer. Inkommande lakvatten provtogs i maj och utgående provtogs i september. Beroende bl.a. på skillnader i nederbörd och avdunstning skiljer sig lakvattnets koncentration mellan provtagningarna. Vid enstaka analyser på stickprover får man en osäkerhet i resultatet. Trots detta kan man göra grova uppskattningar av behandlingens effektivitet. En hjälp är att titta på s.k. konservativa parametrar, Cl, Mg och Na, ämnen som normalt ej binds utan håller sig kvar i lösning. Halterna av Cl, Mg och Na var mellan 30 och 50 % högre. Sammantaget med COD-värdet, kloridhalten och saliniteten kan man anta att lakvattnet var mer koncentrerat i september, kanske med 30-50 %.

Om vattnet generellt blivit mer koncentrerat i september jämfört med maj så betyder det att de metaller som har ungefär samma halter, t.ex. As, Cr, Cu och givetvis de som har lägre halter, t.ex. Pb och Zn, efter översilningsytan i viss utsträckning har fastnat. Analyserna av sedimenten i dike 1 och dike 2 tyder på att bl a As, Cd, Cu och Ni fastläggs i översilningsytan. Fastläggningen är svår att bestämma kvantitativt. Fler analyser behöver göras om man ska göra en bedömning av metallreduktionen. Förslagsvis analyseras lakvatten före och efter översilningsytan samt sediment i dike 1 och 2 en gång till. Om dessutom inkommande blandat vatten och utgående vatten i våtmarken analyseras får man en bättre total bild av metallflödena.

Metallhalterna är redan före översilningsytan låga jämfört med tidigare studerade lakvatten. Halterna i lakvattnet underskrider samtliga Naturvårdsverkets riktvärden för sju tungmetaller. Trots detta fastläggs en del metaller i våtmarken. För att mer noggrant bedöma om utsläppet av metaller innebär någon miljörisk föreslås flödesberäkningar av vissa metaller i Trosaån, lakvattnet och avloppsvattnet. I tabell 19 nedan görs jämförelser och beräkning utifrån uppmätta halter och litteraturdata för avloppsvatten och vattendrag. Enligt dessa står lakvattnet för ett betydande bidrag till det blandade vattnets metallinnehåll. Observera att detta är ett räkneexempel som skall tolkas med försiktighet eftersom avloppsvattnet i Vagnhärad inte analyserats i denna studie.

Tabell 19. Sammanställning av metallutsläppen från lakvatten och avloppsvatten. Utsläppet från Vagnhärad's avloppsreningsverk (ARV) har uppskattats utifrån medelhalter i renat avloppsvatten i Sverige. Halterna jämförs med bakgrundhalter och riktvärden enligt Naturvårdsverket.

| Metaller | Lakvatten, utgående, µg/l | Renat avloppsvatten, medel, Sverige, 2002, µg/l* | Bakgrundshalt i större vattendrag, södra Sverige, µg/l** | Måttliga halter i ytvatten, µg/l** | Beräknat årligt utsläpp från lakvattnet*** | Beräknat årligt utsläpp från reningsverk av Vagnhärad's ARV's storlek |
|----------|---------------------------|--|--|------------------------------------|--|---|
| As | 9,0 | 0,2 | 0,4 | 5-15 | 90 g | 140 g |
| Cd | 0,0 | 0,003 | 0,014 | 0,1-0,3 | - | 4,9 g |
| Cr | 5,5 | 0,2 | 0,4 | 5-15 | 55 g | 140 g |
| Cu | 6,8 | 1 | 1,3 | 3-9 | 68 g | 460 g |
| Hg | 0,0 | 0,001 | 0,004 | - | - | 1,4 g |
| Ni | 19,1 | 0,5 | 1,0 | 15-45 | 190 g | 350 g |
| Pb | 0,0 | 0,05 | 0,32 | 1-3 | - | 110 g |
| Zn | 5,2 | 3 | 4,3 | 20-60 | 52 g | 1500 g |

* SCB 2004.

** Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Rapport 4913, Naturvårdsverket.

*** Observera att beräkningen grundar sig på enstaka stickprov.

Behandlingen av lakvattnet på översilningsytan innebär att avloppsreningsverket får mindre mängd metaller i slammet. Behandlingsmetoden är enkel och energisnål. En nackdel är att den före detta åkermarken blir kontaminerad. Detta gäller även vid behandling av avloppsvatten. Det är osäkert hur länge översilningsytan fungerar för fastläggning av metaller. Det finns en risk att man med tiden närmar sig en mättnad av metaller och att fastläggningen i så fall minskar. Det finns också en risk att biologin blir störd om halten av tungmetaller blir hög. Beroende på bl.a. hur de geologiska och hydrologiska förhållandena ser ut finns eventuellt en risk att tungmetaller kan röra sig ner i marken.

Sammantaget föreslås vidare studier av effektiviteten på översilningsytan och miljörisken med utsläpp till recipient. Om belastningen på recipienten bedöms vara för stor bör utsläppet från våtmarken jämföras med andra utsläpp, t.ex. dagvatten från industriområden, för att de mest resurs-effektiva åtgärderna skall kunna väljas. Beroende på resultat kan alternativ behandlingsmetod övervägas. Exempelvis skulle man kunna ha en luftning i en del av uppsamlingsdammen. Med hjälp av skärmar i dammen kan man skapa en luftningsdel och en anaerob sedimentationsdel, och därigenom minska mängden organiskt material och ammonium. Det är osannolikt att uppehållstiden räcker för att få en effektiv behandling utan återföring av bioslam till dammen. Efterhand som deponin sluttäcks kommer lakvattenflödet att minska vilket ger möjlighet för längre uppehållstid. Alternativt luftas hela dammen och därefter leds vattnet till våtmarken.

Å andra sidan kan luftning i dammen öka mängden lösta metaller som annars, vid anaeroba förhållanden sitter som sulfider och kan sedimentera. Det är okänt hur mycket av metaller i lakvatten som föreligger i sulfidform, hur mycket som är fritt och hur mycket som sitter bundet på organiska ämnen i löst eller kolloidal form i vattnet.

5.8 Kemisk fällning och våtmark

Studien genomfördes vid Tveta återvinningsanläggning utanför Södertälje.

Tabell 20. Sammanfattning av fakta och resultat från Tveta återvinningsanläggning.

| | |
|---|--|
| Typ av avfall | Bygg- och rivningsavfall samt mindre mängder hushålls- och specialavfall |
| Deponi sedan | 1975 |
| Storlek deponi | 36 hektar |
| Plan för deponin | Avslutas tidigast år 2030 |
| Lakvattenproduktion | Cirka 70 000 m ³ |
| Lakvattenbehandling | Kemisk fällning, våtmarksdammar, skogsbevattning |
| Recipient | Lanaren |
| Bedömning av det obehandlade lakvattnet | Analyserade parametrar ligger i nivå med medelvärdet för tidigare undersökta lakvatten |
| Bedömning av behandlingen | Metallreduktionen var god i kemfällningssteget. För de flesta metaller erhöles ungefär en halvering av uppmätta halter in till systemet. |

Bakgrund

Södertälje kommun fick år 2000 LIP-bidrag (lokala investeringsprogrammet) från staten för att genomföra ett antal projekt för att förbättra miljön i kommunen. Ett av dessa projekt var att utveckla en metod för rening av lakvatten vid Tveta Återvinningsanläggning utanför Södertälje. Målet med projektet var att minska mängden metaller i lakvattnet som går till avloppsreningsverk med 5 kg/år och mängden totalkväve med 7 ton/år samtidigt som man minskar energiförbrukningen vid behandlingen.

I projektet har man utvecklat en lokal behandlingsmetod för lakvatten och tanken är, på sikt, att det skall kunna föras till Lanaren, en lokal recipient. Behandlingsmetoden består av ett kemiskt fällningssteg för reduktion av metaller. Efter detta inledande steg leds lakvattnet vidare in till en av två seriekopplade våtmarksdammar där den ena har ett filter bestående av sand och torv vilket vattnet filtreras genom in till den andra dammen. I våtmarken luftas vattnet under 6 dygn varvid ammoniumkvävet nitrifieras och i viss mån även denitrifieras. I våtmarken fastläggs även en del metaller och en del organiskt material avskiljs. Det sista steget i den lokala behandlingen är en skogsyta med blandskog till vilken vattnet leds ut. I denna del av behandlingen är det tänkt att en ytterligare reduktion av kvävet skall ske. Här kan även en del metaller läggas fast och en del organiska föreningar avskiljas.

Syfte och genomförande

Syftet med undersökningen var att utreda metallreningsstegets effekt på lakvattnet.

Provtagning genomfördes vid två tillfällen under sensommaren 2003. Vid det första tillfället togs prover av vatten från uppsamlingsdammen alldeles invid inloppet till metallreningen tillsammans med prover uttagna efter metallreningssteget. Enligt uppgift från personal vid anläggningen tar det cirka 45 minuter för vattnet att transporteras genom metallreningen, vilket föranledde att proverna som togs efter metallreningen togs först en timme efter det att prov tagits från dammen.

Sex dygn (den tid det tar att behandla vattnet i våtmarken) efter det att de första proverna tagits, togs prover ut från en av våtmarksdammarna. Vattnet härstammade även denna gång från det vattenpaket som provtagits i dammen, men som dock inte hade letts genom metallreningen. Det

obehandlade lakvattnet kan således jämföras med prov uttagna efter metallreningssteget och med prov av vatten som behandlats i våtmarken.

Uppsamlingsdamm

Luftningen av vattnet i uppsamlingsdammen sker genom att vattnet sprutas upp i luften i en fontän med en kapacitet att omsätta dammvolymer på en månad (15 000 m³). Luftningen är primärt till för att förhindra skiktningar i dammen. För de föreningar som påträffades vid analyser av lakvattnet från dammen ligger halterna i nivå med tidigare uppmätta lakvatten från kommunala deponier i Sverige. Lakvattnet från dammen togs så nära inloppet till metallreningssteget som möjligt varför det redan genomgått denna begränsade luftning.

Metallreningssteg

I fällningsanläggningen (metallreningssteget) är kapaciteten vid normal drift 8 m³ lakvatten per timme. I anläggningen tillsätts kaliumkarbonat (K₂CO₃) för att ge ett pH över 9,5. Då rätt pH-värde uppnåtts tillsätts en polymer för att optimera flockningen av utfällda metaller. Vattnet förs sedan vidare till en mikrosil där de utfällda metallerna avskiljs. Filtratet justeras därefter till pH 7 genom tillsatts av citronsyra innan det pumpas till våtmarken.

Våtmark och skogsbevattning

Våtmarken består av fyra lika stora seriekopplade dammpar med en total volym på 800 m³. I dammarna filtreras vattnet genom en bädd av träflis, torv och sand. Uppehållstiden i dammarna är 5 dygn. Under den tiden fångas en del av kvävet upp av rotsystemen och en del ammonium omvandlas under aeroba förhållanden till nitrit och nitrat (nitrifieras). I slutet av sexdygns cykeln luftas vattnet innan det släpps vidare till en kontroldamm, där nitrit och nitrat omvandlas till kvävgas. Efter kontroldammen pumpas vattnet vidare till en bevattningsyta där ytterligare reduktion av kvävet sker genom upptag i barr- och björkskog. Enligt kommunens egna uppgifter har man en mycket bra vedtillväxt för växtsäsongerna år 2002-2007 (ca 7 000 m³ renat vatten har tillförts per år).

Lakvatten efter kemfällningsteget

Halten av de flesta analyserade metallerna halverades ungefär över kemfällningssteget. Samtliga resultat redovisas i Bilaga 2.

Lakvatten efter våtmark

Halten suspenderad substans uppmättes till ett mycket högre värde i våtmarken i jämförelse med i det obehandlade lakvattnet. Skillnaden beror med stor sannolikhet på att våtmarken var grund och att partiklar från botten rördes upp vid provtagningen. Att ammoniumkväve omvandlats framgår av både analysen av ammonium (från 130 till 84 mg/l) och analysen av nitrit och nitrat där en ökning skett från 0 till 21 mg/l.

I övrigt visar analysen av flertalet organiska parametrar på en viss avskiljning av organiskt material i våtmarken. I och med att lakvattnet leddes förbi kemfällningen vid det tillfälle som våtmarken provtogs är det inte meningsfullt att kommentera uppmätta metallhalter i våtmarken.

Diskussion

Primärt syftade studien till att undersöka reduktionen av metaller vid kemfällningssteget och att undersöka reduktionen av närsalter i det totala systemet.

De flesta metallhalter som uppmättes i lakvattendammen hade halverats efter kemfällningen, vilket får ses som ett gott resultat. Förmodligen hade dessa halter reducerats ytterligare efter att lakvattnet

passerat våtmarken och skogsytan, men detta framgår inte av denna studie i och med att lakvattnet från dammen leddes förbi kemfällningssteget vid provtagning av vatten från våtmarken. Reduktionen av närsalter var inte så god. Kvoten av totalkväve och ammonium låg efter våtmarken på 0,84, vilket tyder på en icke tillräcklig syresättning och/eller för kort uppehållstid i systemet. Citronsyran för neutralisering innebär också ett syrebehov som konkurrerar med nitrifikationen.

Försök görs nu med att använda reaktiva filter (polonit) för att i framtiden gå ifrån kemsteget. Försök görs också att behandla asklakvattnet separat med reaktiva material för att minska påverkan från kalcium som stör denitrifieringen.

5.9 Behandling i avloppsreningsverk

Behandling av lakvatten från Lindbodarnas avfallsanläggning på Siljansnäs avloppsreningsverk studerades.

Tabell 21. Sammanfattning av fakta och resultat från studien av lakvattenbehandling på Siljansnäs avloppsreningsverk

| | |
|--|---|
| Typ av avfall | Uppgifter saknas |
| Deponi sedan | 1970-talet |
| Lakvattenproduktion | Uppgifter saknas |
| Lakvattenbehandling | Lakvattnet skickas till Fornby Reningsverk, Leksand. Reningsverket har en uppehållstid på 6 timmar, ingen kväverening, fällning med järnsulfat 110 g/m ³ . |
| Recipient | Siljan |
| Bedömning av lakvattnet och behandlingen | Generellt ett svagt lakvatten. Reningsverket fungerar bra för COD och fosfor. Avloppsvattnet bidrar med större mängder av identifierade oönskade ämnen än lakvatten. |
| Förslag på åtgärder | Inga |

Bakgrund

Deponin Lindbodarna ligger sydväst om Leksand. Deponin anlades i slutet av 1970-talet och togs i drift 1981. Sedan 1996 finns rötceller för hushållens komposterbara och rötbara avfall. Under tiden 1981 till 1990 fanns ingen kontroll över vad som deponerades på deponin och under vissa perioder var deponin helt obevakad. Avfall tillfördes eventuellt under denna period även från andra kommuner.

Lakvattnet från Lindbodarna har undersökts vid flera tillfällen. Det upptäcktes skador och skev könsfördelning på fisk i sjön Molnbyggen som ligger nedströms Lindbodarna. Misstankar fanns om att det var lakvatten från Lindbodarna som orsakade skadorna (Naturvårdsverket 1999a, Öman 1999b).

Deponin är lokaliserad på en tät, siltig lera/morän med minst 30 meters mäktighet och mycket låg vattengenomtränglighet. Ett system av diken samlar upp lakvatten och leder det till en lakvattendamm. Vatten från lakvattendammen skickas i rörledningar till Fornby avloppsreningsverk i Siljansnäs. Lakvattnet blandas med inkommande avloppsvatten. Lakvattnet utgör runt 10 % av totala vattenvolymen som behandlas i reningsverket. Renat vatten släpps till Österviken i Siljan.

I Fornby reningsverk i Siljansnäs behandlas avloppsvatten i tre steg: försedimentering, kemisk fällning och biologisk behandling. Den kemiska fällningen utförs som simultanfällning med järn(II)sulfat. Biologisk behandling sker i en aktivslam-anläggning med två dammar med en total volym av 260 m³. Genomsnittlig slamålder är 7,3 dygn. Till verket är 2500 personekvivalenter anslutna och den industriella belastningen bedöms försumbar. Slammet från reningsverket deponeras på anläggningen vid Lindbodarna. Från maj 2001 till maj 2002 deponerades 376 ton (430 m³).

Vattenflödet genom reningsverket under maj 2002 var 1552 m³/dygn som medelflöde. Uppehållstiden i det biologiska behandlingssteget är 4,0 tim som medelvärde för maj 2002.

Syfte och genomförande

Syftet med undersökningen var att bedöma reningseffekten vid behandling av lakvattnet tillsammans med avloppsvatten i ett kommunalt reningsverk.

19/3 2002 provtogs lakvatten, inkommande avloppsvatten, utgående behandlat vatten samt returslam. Provtagningarna av lakvatten och avloppsvatten gjordes i brunnar uppströms punkten där lakvatten och avloppsvatten blandas. Dagen för provtagning var den inkommande dygnsvolymen lakvatten 80 m³ och dygnsvolymen utgående avloppsvatten var 1800 m³. Inkommande avloppsvatten mäts inte. Uppehållstiden i det biologiska steget var då 3,5 timmar.

Den 29/5 2002 provtogs i samma punkter för test av hormonella effekter. Dygnsvolymen utgående avloppsvatten var 1350 m³. Uppehållstiden i det biologiska behandlingssteget var då 4,6 timmar.

Val av parametrar för kemiska analyser gjordes utifrån resultat av tidigare undersökningar. Alla analysdata finns samlade i bilaga 2.

Allmän karakterisering

Värdena i tabell 22 visar att lakvattnet är svagt (mindre koncentrerat). Det obehandlade lakvattnet innehöll 30 mg/l totalt organiskt kol (TOC) vilket är det lägsta värdet av runt 30 lakvatten som IVL karakteriserat i olika forskningsprojekt.

I avloppsvattnet är BOD lågt jämfört med COD. Utgående vatten har högre halt ammoniumkväve än inkommande. Kjeldahlkvävet är dubbelt så högt som ammoniumkvävet. Det är oklart om den låga ammoniumhalten är representativ eller tillfällig. Resultaten har inte jämförts med reningsverkets data.

Tabell 22. Allmän karakterisering av inkommande avloppsvatten, lakvatten och utgående renat avloppsvatten i Fornby reningsverk.

| Ämne / Prov | Enhet | Inkommande Avlopp | Inkommande lakvatten | Utgående mix |
|--|----------------------|----------------------|-------------------------|--------------|
| Suspenderad substans | mg/l | 63 | 14 | 11 |
| BOD ₇ | mg O ₂ /l | 68 | 8 | - |
| COD _{Cr} | mg O ₂ /l | 140 | 89 | 31 |
| TOC | mg/l | 21 | 30 | 13 |
| DOC (0.45 □m) | mg/l | 14 | 26 | 12 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | 18 | 210 | 60 |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | 0,4 | - | 0,3 |
| N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺) | mg/l | 7,3 | 20 | 10 |
| N-Kjeldahl | mg/l | 14 | 24 | 12 |
| N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻) | mg/l | 1,2 | 5 | 1,9 |
| N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃) | mg/l | 15 | 29 | 14 |
| P-Fosfat (P-PO ₄ ³⁻) | mg/l | 1,3 | - | 0,3 |
| P-Totalt | mg/l | 2,1 | 1 | 0,4 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats

Organiska ämnen

I inkommande avloppsvatten och lakvatten analyserades nonylfenoletoxilater, PCB, bromerade flamskyddsmedel, fenoxisyror och cyanid. I returslam analyserades bisfenol A och bromerade flamskyddsmedel.

Endast ett fåtal ämnen kunde detekteras. I lakvattnet uppmättes 0,14 µg/l av fenoxisyran 2,4-diklorprop. I returslammet detekterades några bromerade flamskyddsmedel i halter kring och under 1 µg/kg TS.

Analyserna av bisfenol A i inkommande och utgående vatten gav ett märkligt analysresultat. Halten bisfenol A var 0,44 µg/l i inkommande avloppsvatten, 0,72 µg/l i inkommande lakvatten och 11,2 µg/l i utgående renat avloppsvatten. I returslammet var halten 0,34 mg/kgTS.

Metallorganiska föreningar

Tennorganiska föreningar analyserades i alla tre vatten. I inkommande vatten hittades fyra tennorganiska föreningar i låga halter (mellan 0,003 och 0,03 µg/l). I lakvatten och utgående vatten var halterna lägre.

Tennorganiska föreningar analyserades också i returslam. Halterna mono- och dibutyltenn var 0,4 respektive 0,5 mg/kgTS. Detta är högre halter än vad som hittats i lakvattensediment vid tidigare undersökningar vid IVL. Halterna har inte jämförts med data från undersökningar av reningsverkslam. Övriga tennorganiska föreningar hade betydligt lägre halter.

Metaller

Inga särskilt höga halter uppmättes i något av de tre vattnen. Metallhalterna är i nivå med andra svaga lakvatten. Metallhalterna är i stort sett i samma nivå i lakvatten och avloppsvatten. Halterna av koppar, bly och nickel är något högre i avloppsvattnet.

Hormonella effekter

Undersökningen av hormonella effekter beskrivs utförligt i Svenson m.fl. (2004a).

Såväl lakvatten som avloppsvattnet hade östrogena och androgena effekter, se tabell 24. Den androgena effekten i det kommunalt avloppsvatten minskade efter inblandning med lakvatten. Minskningen kan bero på hämmande ämnen i lakvattnet. Efter behandling i reningsverket minskade effekterna men det utgående avloppsvattnet innehöll fortfarande en ansenlig östrogen effekt.

Diskussion

Undersökningen innehåller några märkliga resultat. Halterna av ammoniumkväve, nitrit och nitrat är högre i det utgående vattnet än i det ingående. Detsamma gäller klorid och bisfenol A.

Trots att BOD är lågt i förhållande till COD i det inkommande avloppsvattnet så minskar COD betydligt vid behandlingen. Det visar betydelsen av adaptering av biomassan i reningsverket, och svagheten med BOD-bestämningen som görs med standardslam. Lakvattnet har mycket lågt BOD jämfört med COD vilket visar att det mesta av det organiska kolet är svårnedbrytbart. Lakvattnet bidrar med 2,4 kg TOC per dygn.

Det är låga halter av analyserade miljöstörande ämnen i de inkommande vattnen och lakvattnets bidrag är litet, se tabell 23.

Resultaten antyder att tennorganiska föreningar fastnar i slam vid behandlingen.

I tabell 23 är sammanställt massflödet av några ämnen i Fornby reningsverk den 19 mars 2002.

| Parameter | Mängd från lakvatten | Mängd från avloppsvatten | Totalt inkommande mängd | Andel från lakvatten | Totalt utgående mängd | Minskning |
|---------------|----------------------|--------------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|-----------|
| N-tot | 2 300 g | 26 000 g | 28 000 g | 0,083 | 25 000 g | 10 % |
| COD | 7 100 g | 240 000 g | 250 000 g | 0,029 | 56 000 g | 77 % |
| Cu | 0,56 g | 28 g | 29 g | 0,020 | 6,1 g | 79 % |
| Pb | 0,080 g | 2,8 g | 2,8 g | 0,028 | 4,1 g | Ökar 46 % |
| Monobutyltenn | 1,8 mg | 52 mg | 54 mg | 0,03 | 20 mg | 63 % |

Det är svårt att dra några slutsatser om behandlingsbarheten av organiska ämnen när nästan inga organiska ämnen detekterats i lakvattnet. För att veta mer behöver analyser med lägre detektionsgränser användas. Om man vill undersöka vidare är det en fördel om man tar flera stickprov under en längre tid. Alternativt kan man använda passiva provtagare, men dessa kan vara svåra att tolka vid varierande flöden.

Undersökningen av hormonella effekter är intressant och unik. Resultaten är inte helt lätta att tolka och man ska hålla i minnet att det är ett relativt outforskat ämne och jämförelsematerialet är litet. Lakvattnet innehåller ämnen som ger ansevärd östrogena och svaga androgena effekter. Det är intressant att avloppsvattnet innehåller ämnen med androgena effekter och att dessa minskar vid inblandning av lakvatten. Lakvattnet tycks innehålla ämnen som hämmar de jästceller som används i testet. Detta betyder att de verkliga hormonella effekterna i lakvattnet kan vara större. Totalt sett verkar dock lakvattnets bidrag till de hormonella effekterna vara litet. Behandlingen i reningsverket minskar de androgena effekterna bättre än de östrogena.

5.10 Dagvatten från sorteringsyta för avfall

Bakgrund

Från Skräppekärrs sorteringsanläggning i Göteborg, där avfall sorteras och mellanlagras, samlas dagvatten upp och leds ut till Göta älv. Innan vattnet leds ut till recipienten passerar det igenom ett sandfång och en oljeavskiljare. I oljeavskiljaren sugs slammet av ett antal gånger per år. Under år 2001 hade ytskiktet inte avlägsnats vid något tillfälle. Detta hade däremot skett med bottenlammet, vilket hade avlägsnats två månader före provtagningen. De avfallsfraktioner som hanteras består av bygg- och rivningsavfall, grovavfall från hushåll, inert material i form av fyllnadsmassor mm, skrot, däck, gips mm. Blandat avfall sorteras medan de oblandade fraktionerna mellanlagras. Trä flisas, förutom CCA-impregnerat trä som enbart mellanlagras. Vid ytan krossas också fraktionen brännbart material. I vissa fall mellanlagras avfall under långa perioder, vilket skulle kunna innebära att en viss biologisk påverkan hinner ske.

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

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

Syfte

Ett villkor för dagvattnet, enligt tillståndet som innebär att vattnet som avleds högst får innehålla 200 mg COD per liter som årsmedelvärde och riktvärde. Avsikten med denna studie var i första hand att försöka reda ut vilka olika specifika organiska föreningar som bidrar till COD-värdet. Dagvattnet testades också för hormonella effekter. År 2004 erhöles ett nytt villkor. Villkoret är ett riktvärde på 150 mg TOC/l.

Provtagning

Provtagningen ägde rum den 12 juni 2001. Provtagning gjordes i sista facket i oljeavskiljaren. Vattnet som provtogs var brunt och hade en viss lukt av svavelväte. Provtagningen skedde genom att en glasflaska knuten till ett snöre lindat med teflontejp nedsänktes till vattenytan som var belägen drygt 1 meter ned. Flaskorna toppfylldes cirka 10 cm under ytan. Endast 2,8 mm regn hade fallit under de senaste fem dyggen före provtagningen.

Analysresultaten redovisas i sin helhet i Bilaga 2.

Allmän karakterisering

pH uppmättes till 7,4 vilket är normalt jämfört med lakvatten och andra dagvatten. COD-halten (310 mg/l) låg över det villkorliga utsläppsvärdet. BOD/COD kvoten (0,3) tyder på att vattnet innehöll relativt stor mängd lättnedbrytbart organiskt material. DOC/TOC kvoten visade att ca 90 % av de totala organiska kolet förelåg i löst form. Sulfatjonkoncentrationen (530 mg/l)

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

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

Organiska föreningar och organiska summaparametrar

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

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

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

Av de polyaromatiska kolvätena (PAH) uppmättes relativt höga halter (jämfört med tidigare undersökningar av lakvatten) för 5 av de 7 cancerogena föreningarna. Högst notering gjordes för krysen (0,46 µg/l). Vid Renovas egna undersökningar senare har PAH-halterna varit lägre. Halten krysen var 0,08 µg/l 2006 och 0,03 µg/l 2007. Källor till de polyaromatiska kolvätena kan förutom avfallet vara trafiken och den kringliggande stadsmiljön.

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

Metallorganiska föreningar

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

Metaller och andra grundämnen

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

Toxicitet

Toxiciteten för dagvattnet undersöktes med bioluminescerande (ljusalstrande) bakterier enligt Microtox. Dagvattnet visade hög giftighet för bakterierna med en halvering av bakteriernas ljusalstring vid 8 gångers utspädning. 20 % minskning av ljusalstringen kunde fortfarande mätas vid 28 gångers utspädning. Giftigheten kan bero på vattnets kopparinnehåll. Den akuta toxicitet som mäts enligt Microtox ligger i samma storleksordning som akut toxicitet för kräftdjur och fisk. Vid de indikerade utspädningarna ligger Cu-halten på ca 7 resp. 2 µg/l. Halterna ligger i samma storleksordning som effekter för fiskyngel och kräftdjur 9 – 12 µg/l (Kemikalieinspektionen 1995).

Hormonstörande effekter

Inga hormonstörande effekter kunde påvisas. Se vidare Svenson m.fl. (2004a).

Slutsats för dagvatten från sorteringsyta

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

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

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

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

6 Resultat från tidigare undersökta lakvattenbehandlingar

I ett tidigare projekt har IVL undersökt lakvattenbehandlingar. Här följer en kort sammanfattning av resultaten. Undersökningarna redovisas i sin helhet av Junestedt m.fl. (2004).

6.1 SBR-behandlat lakvatten

Bakgrund

Vid Norsa avfallsupplag, utanför Köping behandlas lakvattnet lokalt genom en SBR-anläggning (Satsvis Biologisk Reaktor) tagen i drift under våren och sommaren 2000. I SBR-anläggningen genomgår lakvattnet först luftning varvid ammoniumkväve oxideras till nitrat följt av omrörning utan luftning med reduktion av nitrat till kvävgas. Därefter sedimenteras och dekanteras lakvattnet. På grund av lakvattnets låga innehåll av lättillgängligt kol och fosfor tillsätts metanol och fosfor för att reningsprocessen skall fungera optimalt. SBR-anläggningen har en total volym på 300 m³, men normalt så behandlas cirka 80 m³ per dygn i tre stycken 8-timmarscykler.

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

Syfte med studien

Syftet med studien var att utvärdera hur SBR-anläggningen och sandfiltret fungerar för att ta bort icke önskvärda föreningar i lakvattnet.

Allmän karakterisering

Ammoniumkvävet reducerades från 190 mg/l i det icke renade lakvattnet till 0,56 mg/l i det renade lakvattnet. En mindre ökning i samma riktning noterades samtidigt för nitrit- och nitrathalten. De in- och utgående halterna av totalkväve uppmättes till 220 mg/l respektive 15 mg/l.

Metallorganiska föreningar

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

Metaller

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

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

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

Organiska föreningar och organiska summaparametrar

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

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

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

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

Slutsats

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

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

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

6.2 Lakvatten behandlat genom luftning och översilning

Bakgrund

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

Syfte

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

Allmän karakterisering

BOD/COD-kvoten visade att endast en liten del av vattnet bestod av lättnedbrytbart organiskt material, vilket kunde förväntas eftersom upplaget är cirka 40 år gammalt. Halten totalkväve reducerades från 270 till 210 mg/l.

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

Metaller och andra grundämnen

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

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

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

Metallorganiska föreningar

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

Organiska föreningar

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

Slutsats för lakvatten och behandlingsmetod

Halterna för en del metaller var höga, speciellt nickelhalten som även efter luftning uppmättes till 66 µg/l.

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

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

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

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

6.3 Lakvatten behandlat genom SBR-anläggning och översilning

Bakgrund

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

Syfte

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

Allmän karakterisering

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

BOD/COD-kvoten (0,13) visade att innehållet av syretärande föreningar i det luftade vattnet till liten del bestod av lättnedbrytbart material. Halten av ammoniumkväve uppmättes till 180 mg/l i lakvattendammen och till 320 mg/l i det luftade vattnet.

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

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

Organiska föreningar och organiska summaparametrar

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

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

I den luftade dammen dominerade gruppen C16-C35 som troligen härstammar från någon form av oljerest. Polyaromatiska kolväten analyserades och detekterades i låga halter liksom fenoxisyrorna 2,4-D, MCPP (Mekoprop) och 2,4-DP (Diklorprop).

Efter SBR noterades en reduktion av samtliga detekterade alifater och aromater. Den största reduktionen skedde inom gruppen alifater C16-C35 där halterna sjönk från 89 µg/l till 27 µg/l.

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

Metaller och andra grundämnen

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

Slutsats för lakvatten och behandlingsmetod

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

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

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

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

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

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

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

7 Andra behandlingstekniker

Det finns andra behandlingsmetoder för lakvatten än de som har undersökts i denna studie. Här nämns ett par tekniker helt kort.

Membranfiltrering och omvänd osmos, RO (reverse osmosis). Dessa tekniker används till olika typer av vattenrening. De är generellt sett dyra men kan vara aktuella i vissa fall. Membranfiltrering är bara en separationsmetod, och alla föroreningar finns kvar i koncentratet som måste tas omhand. IVL arbetar med teknikerna för rening för industriella ändamål. Särskilt i Tyskland och Nederländerna har många deponier en mycket långtgående behandling av lakvatten. Det kan vara biologisk behandling med nitrifikation och denitrifikation, RO och indunstning och torkning av RO-koncentratet. Resultatet blir ett mycket rent vatten och en liten mängd fast avfall till en kostnad kring 250 kr/m³.

Frysdestillation. För platser med lämpligt klimat kan frysdestillering vara ett intressant sätt att behandla lakvatten. Tekniken utnyttjar de fysikaliska egenskaperna hos föroreningar och vatten som gör att föroreningar koncentreras till det flytande vattnet när iskristaller växer. Detta kan utnyttjas på två sätt. Antingen låter man lakvattendammar frysa till en del, avskiljer den smutsigare vattenfasen och låter sedan den renare isen smälta på våren för eventuell vidare behandling. Eller så tillverkar man lakvattensnö med vattenkanoner på vintern. På våren kommer smältvattnet att vara smutsigast i början och ett renare vatten kan avskiljas. God avskiljning av salter, COD och vissa metaller har rapporterats (Szpaczynski m.fl. 2000). Metoden är ytkrävande men enkel och troligen billig. Behandlingsresultatet är väderberoende och därmed osäkert. Om metoden inte är tillräcklig så kan den för vissa lakvatten kanske utgöra en del av en behandling. Metoden ger en koncentrerad rest som behöver omhändertas.

Oxidation och annan kemisk behandling. Vatten kan renas från organiskt material genom oxidation. Ett kraftigt oxidationsmedel som används för vissa vatten är ozon. UV-ljus kan bryta ned organiskt material. Ibland används UV-ljus tillsammans med en katalysator som titandioxid, eller med väteperoxid. För lakvatten gäller generellt att de kända miljöfarliga ämnena är en mycket liten andel av totala mängden organiskt material. Detta betyder att man kommer att oxidera en stor mängd organiskt material ”i onödan” för att komma åt de miljöfarliga ämnena. Lyckas man konstruera en tillräckligt enkel och billig metod så kan det naturligtvis ändå vara vettigt som ett sista behandlingssteg

Aktivt kol och andra filtermaterial. Filtrering av vatten med aktivt kol är en klassisk reningsmetod. Metoden lämpar sig för vatten där reningskraven är höga och merparten av föroreningarna är specifikt oönskade. Eftersom de flesta lakvatten innehåller stora mängder ospecifikt organiskt material skulle förbrukningen av aktivt kol vara hög i förhållande till avskiljningen av miljöfarliga ämnen. Principerna och funktionen är liknande med andra filtermaterial som torv, bark mm. Dessa enklare (billigare) filtermaterial kan vara intressant för lakvatten. Olika filtermaterial kan förbehandlas för att t.ex. få en bättre jonbytarförmåga och därmed fånga metaller. Problemet är selektiviteten, eftersom t.ex. kalcium och magnesium finns i mycket högre halter än de tungmetaller man vill komma åt. Det förbrukade filtermediet måste tas omhand.

8 Hormonstörande effekter

Några lakvatten som är undersökta i projektet har testats för hormonstörande effekter. Detta har rapporterats tidigare (Svenson, Allard 2002, Svenson m.fl. 2004a,b). Resultaten sammanfattas i tabell 24. Resultaten visar att lakvatten generellt har lägre hormonstörande effekter än kommunala och industriella avloppsvatten. I vissa fall kan en hormonstörande effekt i provvatten döljas på grund av cytotoxiska ämnen, d.v.s. ämnen som hämmar de jätsceller som används i hormontestet.

Tabell 24. Sammanställning av hormonstörande effekter före och efter olika behandling av lakvatten från deponier och dagvatten från sorteringsanläggningar, egna resultat och data från publicerade rapporter (Ek m.fl. 2003, Svenson, Allard 2002, Svenson m.fl. 2004a).

| Behandlingsmetod, anläggning | | Östrogenitet ng E2/L | Reduktion över steget (%) | Androgenitet ng DHT/L | Reduktion över steget (%) |
|--|---|-------------------------|---------------------------------|--------------------------|---------------------------------|
| Lakvatten från deponier | | | | | |
| Luftad damm, sandfilter & våtmark | | | | | |
| Atleverken | före | n.t. | | n.t. | |
| | efter | n.q. | n.q. | n.q. | n.q. |
| Måsålycke | före | n.t. | | n.t. | |
| | efter | 2,1 (1,6-3,5) | n.q. | n.q. | n.q. |
| Luftad damm, ozon | | | | | |
| Gryta, perkolat | före | 17 (13-23) | | 72 (60-85) | |
| | efter biologi | < 0,3 | > 98 | 48 (33-70) | 33 |
| | efter biologi & ozon | < 0,1 | n.q. | < 4 | > 91 |
| Gryta, lakvatten | före | 29 (22-39) | | 37 (29-48) | |
| | efter biologi | < 0,1 | > 99 | 4,4 (1-18) | 88 |
| | efter biologi & ozon | < 0,2 | n.q. | 4,6 (3,3-6,4) | 0 |
| Satsvis biologisk reaktor (SBR) och rotzonsbehandling i våtmark | | | | | |
| Isätra | före | < 0,4 | | < 15 | |
| | efter biologi | + | n.q. | 11 (8,2-14) | Ca 0 |
| | efter biologi & våtmark | + | n.q. | 69 (53-89) | -500 |
| Luftad damm och nitrifikation | | | | | |
| Högbytorp | före | 2,6 (2,0-3,5) | | 21 (18-24) | |
| | efter | 7,5 (6,4-8,8) | -188 | < 4 | > 81 |
| Behandling i avloppsreningsverk | | | | | |
| Lindbodarna-Fornby | före | 2,0 (1,2-3,5) | | 2,6 (2,0-3,3) | |
| | kommunalt avloppsvatten | 30 (23-39) | | 680 (670-700) | |
| | mix lakvatten & kommunalt avloppsvatten | 32 (27-39) | | 110 (70-190) | |
| | mix efter behandling | 13 (11-16) | 59 | 5,3 (3,4-8,4) | 95 |
| Behandlingsmetod? | | | | | |
| Högdala, Vallentuna | före | n.t. | | n.t. | |
| | efter | 2,4 (1,6-3,5) | n.q. | 15 (11-21) | n.q. |
| Blåberget, Sundsvall | före | n.t. | | n.t. | |
| | efter | 0,3 | n.q. | n.t. | n.q. |
| Dagvatten från sorteringsytor | | | | | |
| Nårab | före | n.t. | | n.t. | |
| | efter | < 0,8 | n.q. | < 1 | n.q. |
| VMR, Köping | före | n.t. | | n.t. | |
| | efter | n.q. | n.q. | n.q. | n.q. |
| Sandfilter, oljeavskiljare | | | | | |
| Renova, Göteborg | före | n.t. | | n.t. | |
| | efter | n.q. | n.q. | n.q. | n.q. |

n.t. = ej testad

n.q. = ej kvantifierbar, ej beräkningsbar

Kunskapen om hormonstörande effekter i olika typer av utsläpp och i naturliga vatten är begränsad och det är svårt att dra några säkra slutsatser av resultaten för de undersökta vattnen. Resultaten som projektet bidragit med är ändå viktiga och unika för forskningsområdet och hormontesterna är ett intressant komplement till andra analyser av lakvatten. Vidare forskning på området föreslås.

9 Referenser

Data för de olika avfallsanläggningarna har hämtats från respektive miljörapporter samt från muntliga samtal.

Berndes G. Fredriksson F., Börjesson P. 2004. Ny värdering av Salix kan mångdubbla skörden. Bioenergi 3, 45-47.

Ek M., Svenson A., Allard A-S. 2003. Bestämning av hormonella effekter i fyra lakvatten före och efter behandling. Renhållningsverksföreningen (RVF) Rapport nr 1.

El-Gendy A. S., Biswas N., Bewtra J. K. 2006. Municipal landfill leachate treatment for metal removal using water hyacinth in a floating aquatic system. Wat. Environ. Res. 78, 951-964.

Gao Y. Z., Ling W. T. 2006. Comparison for plant uptake of phenanthrene and pyrene from soil and water. Biol.Fert. Soils 42 , 387-394.

Iga B., Vargas L. 2004. Are there substances in landfill leachate that inhibit nitrification in equilibrium ponds? Mälardalens Högskola, Västerås, examensarbete.

J&W. 2001. Projekt Turingen – Lägesrapport efter Skede 1. Nykvarns kommun.

Junestedt C., Cerne O., Ek M., Solyom P., Palm A. 2004. Karakterisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Rapport B 1544.

Kemikalieinspektionen 1995. Hazard assessments – Chemical Substances Selected in the Swedish Sunset Project. KemI rapport 12/95.

Mieli M. 1998. Kvicksilver i Turingeåsystemet. Systemanalys av tillstånd, trender, omsättning och saneringsalternativ. Uppsala Universitet. www.turingen.se

Mårtensson A. M. , Aulin C., Wahlberg O., Agren S. 1999. Effect of humic substances on the mobility of toxic metals in a mature landfill. Waste Man. Res. 17, 296-304.

Naturvårdsverket 1999a. Problematiken i Molnbyggen, dokumentation från en hearing, juni 1999, Rapport 5012.

Naturvårdsverket 1999b. Tillståndshalter och bakgrundshalter, större vattendrag i södra Sverige, Rapport 4913.

Nehnevajova E., Herzig R., Erismann K-H., Schwitzguebel J-P. 2006. In vitro breeding of Brassica juncea L. to enhance metal accumulation and extraction properties. Plant Cell Rep. 26, 429-437.

Parrish Z. D., White J. C., Isleyen M., Gent M. P. N., Iannucci-Berger W., Eitzer B. D., Kelsey J. W., Mattina M. I. 2006. Accumulation of weathered polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by plant and earthworm species. Chemosphere 64, 609-618.

Petsonk A. 2001. Projekt Turingen – Lägesrapport efter Skede 1. Nykvarns kommun. J&W Energi och Miljö. www.turingen.se

Samake M., Wu Q. T., Mo C. H., Morel J. L. 2003. Plants grown on sewage sludge in South China and its relevance to sludge stabilization and metal removal. J. Environ. Sci. China 15, 622-627.

Sogut Z., Zaimoglu B. Z., Erdogan R., Sucu M. Y. 2005. Phytoremediation of landfill leachate using Pennisetum clandestinum. J. Environ. Biol. 26, 13-20

- Statistiska Centralbyrån 2004. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2002. Kommunala reningsverk, skogsindustri samt viss kustindustri. Statistiska meddelanden MI 22 SM 0401.
- Sternbeck J., Östlund P. 1999. Nya metaller och metalloider i samhället. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Rapport B 1332.
- Stråe D. 2001. Översilning med intermittent beskickning – nitrifikationsmetod för lokal behandling av lakvatten. Renhållningsverksföreningen (RVF), Rapport nr 3.
- Svenson A., Allard A-S. 2002. Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Fornby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Rapport B 1483.
- Svenson A., Allard A-S., Remberger M., Kaj L. 2004a. Östrogener och androgener i obehandlat lakvatten från avfallsupplag. Renhållningsverksföreningen (RVF), Rapport nr 1.
- Svenson A., Allard A-S., Junestedt C., Cerne O., Ek M. 2004b. Assessment of androgenicity in leachates from Swedish landfills and treatments for its elimination. J. Environ. Sci. Health, A39, 2817 – 2825.
- Szpaczynski J., Jeffrey A., White P. 2000. Efficiency of landfill leachate treatment by freeze crystallisation and natural process of snow metamorphism. Proc. 1st Intercont. Landfill Res. Symp. Luleå, pp. 40-42.
- Vandecasteele B., Du Laing G., Quataert P., Tack F. M. G. 2005. Differences in Cd and Zn bioaccumulation for the flood-tolerant *Salix cinerea* rooting in seasonally flooded contaminated sediments. Sci. Total Environ. 341, 251-263.
- Verma P., George K. V., Singh H. V., Singh S. K., Juwarkar A., Singh R. N. 2006. Modeling rhizofiltration: heavy-metal uptake by plant roots. Environ. Model. Assessm. 11, 387-394.
- Wislocka M., Krawczyk J., Klink A., Morrison L. 2006. Bioaccumulation of heavy metals by selected plant species from uranium mining dumps in the Sudety Mts., Poland. Pol. J. Environ. Stud. 15, 811-818.
- Zimmels Y., Kirzhner F., Malkovskaja A. 2005. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. J. Environ. Manage. 81, 420-428.
- Öman C. 1999a. Omvandlingsfaser i en deponi. Utbildningsmaterial (opubl.).
- Öman C. 1999b. Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Rapport B 1350.
- Öman C., Malmberg M., Wolf-Watz C. 2000. Handbok i lakvattenbedömning. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Rapport B 1354.

Bilaga 1

Journalartiklar relaterade till upptag av lakvatten i växter

Källa: ISI Web of Knowledge

Index:

| | |
|--|----|
| Title: Phytoremediation of landfill leachate using <i>Pennisetum clandestinum</i> | 2 |
| Title: Accumulation of weathered polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by plant and earthworm species | 3 |
| Title: Comparison for plant uptake of phenanthrene and pyrene from soil and water | 4 |
| Title: Differences in Cd and Zn bioaccumulation for the flood-tolerant <i>Salix cinerea</i> rooting in seasonally flooded contaminated sediments | 5 |
| Title: Plants grown on sewage sludge in South China and its relevance to sludge stabilization and metal removal..... | 6 |
| Title: Municipal landfill leachate treatment for metal removal using water hyacinth in a floating aquatic system | 7 |
| Title: Bioaccumulation of heavy metals by selected plant species from uranium mining dumps in the Sudety Mts., Poland..... | 8 |
| Title: Modeling rhizofiltration: heavy-metal uptake by plant roots | 9 |
| Title: In vitro breeding of <i>Brassica juncea</i> L. to enhance metal accumulation and extraction properties | 10 |

Title: Phytoremediation of landfill leachate using Pennisetum clandestinum

Author(s): [Sogut Z](#), [Zaimoglu BZ](#), [Erdogan R](#), [Sucu MY](#)

Source: [JOURNAL OF ENVIRONMENTAL BIOLOGY 26 \(1\): 13-20 JAN 2005](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: Landfills are still the most widely used solid waste disposal method used across the world. Leachate generated from landfill areas exerts environmental risks mostly on surface and groundwater, with its high pollutant content most notably metals which cause an unbearable lower water quality. During dumping or after the capacity of the landfill has been reached, a decontamination and remediation program should be taken for the area. This study was conducted to assess the capacity and efficiency of Pennisetum clandestinum, a prostrate perennial plant, to accumulate chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), nickel (Ni), zinc (Zn) and lead (Pb). Leachate, taken from the Sofulu Landfill Site, was given to Pennisetum clandestinum for 180 days, in 3 dilution sets as 1/1, 1/2 and 1/4, in batch configuration. An additional control set was also installed for comparison. Results showed that, even though the metal content of soil had risen, plants accumulated 2 to 8.5 times higher concentrations than Me control set. It is important to see, the plant showed almost no stress symptoms even if the set was fed by pure leachate. Pennisetum clandestinum was observed to accumulate metals mostly in the upper bodies, excluding Fe and Cu. 76% of accumulated Cr, 85% of Ni, 66% of Zn and 100% of Pb was observed to accumulate in above-ground parts, where only 20% of Cu and 4% of Fe was accumulated. Due to the high pollution tolerance of Pennisetum clandestinum, makes this plant suitable for decontamination and remediation of landfill sites.

Author Keywords: phytoremediation; landfill leachate; metal accumulation; metal uptake; Pennisetum clandestinum

KeyWords Plus: CONSTRUCTED WETLANDS; WATER; QUALITY; CLIMATE; NICKEL; SOILS

Addresses: Zaimoglu BZ (reprint author), Cukurova Univ, Dept Environm Engr, Balcali Kampusu, TR-01330 Yuregir, Adana Turkey

Cukurova Univ, Dept Environm Engr, TR-01330 Yuregir, Adana Turkey

Cukurova Univ, Dept Landscape Architecture, TR-01330 Yuregir, Adana Turkey

E-mail Addresses: zeynepz@cu.edu.tr

Publisher: TRIVENI ENTERPRISES, C/O KIRAN DALELA, 1/206 VIKAS NAGAR, KURSI RD, LUCKNOW 226 022, INDIA

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES)

IDS Number: 885TK

ISSN: 0254-8704

Title: Accumulation of weathered polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by plant and earthworm species

Author(s): [Parrish ZD](#), [White JC](#), [Isleyen M](#), [Gent MPN](#), [Iannucci-Berger W](#), [Eitzer BD](#), [Kelsey JW](#), [Mattina MI](#)

Source: [CHEMOSPHERE 64 \(4\): 609-618 JUL 2006](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: Experiments were conducted to assess the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil from a Manufactured Gas Plant site. Three plant species were cultivated for four consecutive growing cycles (28 days each) in soil contaminated with 36.3 $\mu\text{g/g}$ total PAH. During the first growth period, Cucurbita pepo ssp. pepo (zucchini) tissues contained significantly greater quantities of PAHs than did Cucumis sativus (cucumber) and Cucurbita pepo ssp. ovifera (squash). During the first growth cycle, zucchini plants accumulated up to 5.47 times more total PAH than did the other plants, including up to three orders of magnitude greater levels of the six ring PAHs. Over growth cycles 2-4, PAH accumulation by zucchini decreased by 85%, whereas the uptake of the contaminants by cucumber and squash remained relatively constant. Over all four growth cycles, the removal of PAHs by zucchini was still twice that of the other species. Two earthworm species accumulated significantly different amounts of PAH from the soil; Eisenia foetida and Lumbricus terrestris contained 0.204 and 0.084 $\mu\text{g/g}$ total PAH, respectively, but neither species accumulated measurable quantities 5 or 6 ring PAHs. Lastly, in abiotic desorption experiments with an aqueous phase of synthetically prepared organic acid solutions, the release of 3 and 4 ring PAHs from soil was unaffected by the treatments but the desorption of 5-6 ring constituents was increased by up to two orders of magnitude. The data show that not only is the accumulation of weathered PAHs species-specific but also that the bioavailability of individual PAH constituents is highly variable. (c) 2005 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Author Keywords: phytoremediation; polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs; uptake; Cucurbita pepo; zucchini

KeyWords Plus: CUCURBITA-PEPO; CONTAMINATED SOILS; ORGANIC-CHEMICALS; COMPLEXING AGENTS; RHIZOSPHERE SOIL; CHIRAL PROFILES; PHYTOREMEDIATION; PHYTOEXTRACTION; 2,2-BIS(P-CHLOROPHENYL)-1,1-DICHLOROETHYLENE; DEGRADATION

Addresses: White JC (reprint author), Connecticut Agr Expt Stn, Dept Soil & Water, 123 Huntington St, New Haven, CT 06504 USA

Connecticut Agr Expt Stn, Dept Soil & Water, New Haven, CT 06504 USA

CAES, Dept Analyt Chem, New Haven, CT 06504 USA

CAES, Dept Foretry & Hort, New Haven, CT 06504 USA

Muhlenberg Coll, Program Environm Sci, Dept Chem, Allentown, PA 18104 USA

E-mail Addresses: Jason.White@po.state.ct.us

Publisher: PERGAMON-ELSEVIER SCIENCE LTD, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND, <http://www.elsevier.com>

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES)

IDS Number: 068NR

ISSN: 0045-6535

Title: Comparison for plant uptake of phenanthrene and pyrene from soil and water

Author(s): [Gao YZ](#), [Ling WT](#)

Source: [BIOLOGY AND FERTILITY OF SOILS 42 \(5\): 387-394 JUN 2006](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: In this study, we evaluated (1) the plant uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from soil and water and (2) the applicability of the partition-limited model on the prediction of plant concentrations with respect to PAH contents in soils and other associated parameters. To accomplish these goals, the plant uptake of PAHs from culture solution and soils were extensively experimented. A steady state was shown for ryegrass kinetic uptake of phenanthrene and pyrene from water after about 48 h. As to the ryegrass uptake from soils, root and shoot concentrations of PAHs generally increased, while root concentration factors (RCFs) and shoot concentration factors (SCFs) tended to decrease with the increasing PAH concentrations in soils after 45 days. One note of interest is that root concentrations and RCFs of phenanthrene and pyrene for ryegrass uptake were larger than shoot concentrations and SCFs, irrespective of soil-plant and water-plant systems. However, root and shoot concentrations, or RCFs and SCFs, for ryegrass uptake from culture solution were always much higher than those for ryegrass uptake from soils at the same PAH concentrations in water or soil interstitial water, indicating that PAHs in culture solution would be more available and susceptible than those in soil interstitial water for uptake by plants. In addition, the partition-limited model showed a high level of model performance on prediction of plant uptake of phenanthrene and pyrene from soils, with the overall differences of the modeled and experimented concentrations in ryegrass roots or shoots less than 187%. This suggests that the partition-limited model might be a potentially useful instrument for vegetation-contamination assessment.

Author Keywords: plant uptake; phenanthrene; pyrene; polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); soil; water; model

KeyWords Plus: POLYCYCLIC AROMATIC-HYDROCARBONS; NON-IONIZED CHEMICALS; CONTAMINATED SOILS; ORGANIC-CHEMICALS; DISSIPATION; RHIZOSPHERE; MODEL; PHYTOREMEDIATION; TRANSLOCATION; LIPOPHILICITY

Addresses: Ling WT (reprint author), Nanjing Agr Univ, Coll Resource & Environm Sci, Nanjing 210095, Peoples R China

Nanjing Agr Univ, Coll Resource & Environm Sci, Nanjing 210095, Peoples R China

E-mail Addresses: lingwanting@eyou.com

Publisher: SPRINGER, 233 SPRING STREET, NEW YORK, NY 10013 USA,

<http://www.springeronline.com>

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES)

IDS Number: 061GH

ISSN: 0178-2762

Title: Differences in Cd and Zn bioaccumulation for the flood-tolerant *Salix cinerea* rooting in seasonally flooded contaminated sediments

Author(s): [Vandecasteele B](#), [Du Laing G](#), [Quataert P](#), [Tack FMG](#)

Source: [SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 341 \(1-3\): 251-263 APR 1 2005](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: Several authors suggest that a hydrological regime aiming at wetland creation is a potential management option that favours reducing bioavailability for metal-contaminated sites. The hydrological conditions on a site constitute one of the many factors that may affect the availability of potentially toxic trace metals for uptake by plants. Bioavailability of Cd, Mn and Zn on a contaminated dredged sediment landfill (DSL) with variable duration of submersion was evaluated by measuring metal concentrations in the wetland plant species *Salix cinerea* in field conditions. Longer submersion periods in the field caused lower Cd and Zn concentrations in the leaves in the first weeks of the growing season. Foliar Cd and Zn concentrations at the end of the growing season were highest on the initially flooded plot that emerged early in the growing season. Foliar Zn concentrations were also high at a sandy-textured oxic plot with low soil metal concentrations. Zn uptake in the leaves was markedly slower than Cd uptake for trees growing on soils with prolonged waterlogging during the growing season, pointing at a different availability. Zn availability was lowest when soil was submerged, but metal transfer from stems and twigs to leaves may mask the lower availability of Cd in submerged soils. Especially for Cd, a transfer effect from one growing season to the next season was observed: oxic conditions at the end of the previous growing season seem to determine at least partly the foliar concentrations for *S. cinerea* through this metal transfer mechanism. Duration of the submersion period is a key factor for bioavailability inasmuch as initially submerged soils emerging only in the second half of the growing season resulted in elevated Cd and Zn foliar concentrations at that time. © 2004 Elsevier B.V. All rights reserved.

Author Keywords: hydromorphic conditions; oxidation-reduction; seasonal inundations; submersion; metals; surface ponding

KeyWords Plus: SURFACE SOILS; HEAVY-METALS; REDUCING CONDITIONS; REDOX; SOLUBILITY; WETLAND; PH; NETHERLANDS; RESPONSES; SEEDLINGS

Addresses: Vandecasteele B (reprint author), Minist Flemish Community, Inst Forestry & Game Management, Gaverstr 4, B-9500 Geraardsbergen, Belgium

Minist Flemish Community, Inst Forestry & Game Management, B-9500 Geraardsbergen, Belgium
State Univ Ghent, Dept Appl Analyt & Phys Chem, B-9000 Ghent, Belgium

E-mail Addresses: Bart.Vandecasteele@lin.vlaanderen.be

Publisher: ELSEVIER SCIENCE BV, PO BOX 211, 1000 AE AMSTERDAM, NETHERLANDS, <http://www.elsevier.com>

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES)

IDS Number: 924VP

ISSN: 0048-9697

Title: Plants grown on sewage sludge in South China and its relevance to sludge stabilization and metal removal

Author(s): [Samake M](#), [Wu QT](#), [Mo CH](#), [Morel JL](#)

Source: [JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES-CHINA 15 \(5\): 622-627 SEP 2003](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: The production of sewage sludge in China has been increasing sharply in order to treat 40% of the municipal sewage in 2005 as planned by central government. The main sludge disposal method is landfill owing to heavy metal contamination, but it presents an attractive potential for agricultural land application. Experiments were carried out to study the simultaneous metal removal and sludge stabilization by plants. The sludge samples were collected from Datansha Wastewater Treatment Plant of Guangzhou, it contained excessive Cu and Zn compared with the Chinese National Standard for Agricultural Use of Sewage Sludge. Plants growing on sludge beds were investigated to follow their growth and metal uptake. 30 sludge plants were identified during 1 year's observation. A Zn high-accumulating and high growth rate plant (*Alocasia macrorrhiza*) was selected and grown on sludge beds in plots. The water, organic matter, heavy metals and nutrients contents, the *E. coli* number and the cress seed germination index were monitored for the sludge samples collected monthly. The plant growth parameters and its heavy metals contents were also determined. The sewage sludge treated by plants could be stabilized at about 5 months, the *E. coli* number was significantly decreased and the cress seed germination index attained 100%. Crop on sludge could ameliorate the sludge drying. The experiments are continuing to find out the appropriate plant combination for simultaneous sludge stabilization and metal removal for an acceptable period. Comparisons between the proposed processes and other methods for treating produced sludge such as composting, chemical and bacterial leaching were discussed.

Author Keywords: sewage sludge; hyper-accumulator; heavy metal removal; stabilization

KeyWords Plus: AVAILABILITY; ACCUMULATION

Addresses: Wu QT (reprint author), S China Agr Univ, Coll Nat Resources & Environm, Guangzhou 510642, Peoples R China

S China Agr Univ, Coll Nat Resources & Environm, Guangzhou 510642, Peoples R China
INRA, ENSAIA, Lab Sol & Environm, F-54505 Vandoeuvre Les Nancy, France

E-mail Addresses: wuqitang@scau.edu.cn

Publisher: SCIENCE CHINA PRESS, 16 DONGHUANGCHENGGEN NORTH ST, BEIJING 100717, PEOPLES R CHINA, <http://www.scichina.com>

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES)

IDS Number: 716VX

ISSN: 1001-0742

Title: Municipal landfill leachate treatment for metal removal using water hyacinth in a floating aquatic system

Author(s): [El-Gendy AS](#), [Biswas N](#), [Bewtra JK](#)

Source: [WATER ENVIRONMENT RESEARCH 78 \(9\): 951-964 SEP 2006](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: Experiments were carried out to investigate the ability of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) to remove five heavy metals (cadmium, chromium, copper, nickel, and lead) commonly found in leachate. All experiments were conducted in batch reactors in a greenhouse. It was found that living biomass of water hyacinth was a good accumulator for copper, chromium, and cadmium. The plants accumulated copper, chromium, and cadmium up to 0.96, 0.83, and 0.50%, respectively, of their dry root mass. However, lead and nickel were poorly accumulated in water hyacinth. Also, nonliving biomass of water hyacinth dry roots showed ability to accumulate all metals, except Cr(VI), which was added in anionic form. The highest total metal sorption by nonliving dry water hyacinth roots was found to take place at pH 6.4. The current research demonstrates the potential of using water hyacinth for the treatment of landfill leachate containing heavy metals.

Author Keywords: water hyacinth; municipal landfill leachate; growth; heavy metals; bioconcentration factor; biosorption

KeyWords Plus: EICHHORNIA-CRASSIPES; HEAVY-METALS; TRACE-ELEMENTS; WETLAND PLANTS; WASTE-WATER; MACROPHYTES; PHYTOACCUMULATION; ACCUMULATION; EFFLUENTS; CADMIUM

Addresses: Biswas N (reprint author), Univ Windsor, Dept Civil & Environm Engn, Windsor, ON N9B 3P4 Canada

Univ Windsor, Dept Civil & Environm Engn, Windsor, ON N9B 3P4 Canada

Ain Shams Univ, Inst Environm Studies & Res, Dept Environm Engn, Cairo, Egypt

E-mail Addresses: biswas@uwindsor.ca

Publisher: WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 601 WYTHE ST, ALEXANDRIA, VA 22314-1994 USA

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY
ENVIRONMENTAL ENGINEERING & ENERGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES); Engineering, Computing & Technology (ECT)

IDS Number: 098TQ

ISSN: 1061-4303

Title: Bioaccumulation of heavy metals by selected plant species from uranium mining dumps in the Sudety Mts., Poland

Author(s): [Wislocka M](#), [Krawczyk J](#), [Klink A](#), [Morrison L](#)

Source: [POLISH JOURNAL OF ENVIRONMENTAL STUDIES 15 \(5\): 811-818 2006](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: Concentrations of the heavy metals Cd, Pb, Cu, Ni, Mn, Zn and Fe in soils of uranium-bearing dumps (Sudety Mts. SW Poland, the dumps containing a high proportion of polymetallic minerals), as well as in two tree species (*Salix caprea* L., *Betula pendula* Roth.) and a shrub (*Rubus idaeus* L.), which frequently occur in this area, in spite of being disturbed by mining activities in the past. The accumulation ratio values of heavy metals were calculated. It was revealed that all the species examined, especially the tree species, accumulated high concentrations of heavy metals, above the average values given for plants in literature. *R. idaeus* generally exhibited the lowest concentrations of heavy metals except Mn, while *S. caprea* accumulated the highest levels of Cd exhibiting the greatest accumulation capability for this metal within all the examined dumps. There is a potential of using the examined plants in the monitoring of heavy metals in the environment on the basis of a significant correlation between heavy metal content of foliage and soil.

Author Keywords: *Salix caprea*; *Betula pendula*; *Rubus idaeus*; accumulation ratio; monitoring; phytoremediation

KeyWords Plus: PLATYPHYLLA VAR. JAPONICA; MANGANESE TOXICITY; BIRCH; ELEMENTS; COPPER; SOILS; PHYTOREMEDIATION; WILLOWS; CLONES; SYSTEM

Addresses: Krawczyk J (reprint author), Univ Wroclaw, Dept Ecol & Nat Protect, Inst Biol Plants, Ul Kanonia 6-8, PL-50328 Wroclaw, Poland

Univ Wroclaw, Dept Ecol & Nat Protect, Inst Biol Plants, PL-50328 Wroclaw, Poland

Dublin City Univ, Sch Biotechnol, Dublin 9, Ireland

Natl Univ Ireland, Dept Bot, Galway, Ireland

E-mail Addresses: krawjo@biol.uni.wroc.pl

Publisher: HARD, POST-OFFICE BOX, 10-718 OLSZTYN 5, POLAND

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES)

IDS Number: 104QT

ISSN: 1230-1485

Title: Modeling rhizofiltration: heavy-metal uptake by plant roots

Author(s): [Verma P](#), [George KV](#), [Singh HV](#), [Singh SK](#), [Juwarkar A](#), [Singh RN](#)

Source: [ENVIRONMENTAL MODELING & ASSESSMENT 11 \(4\): 387-394 NOV 2006](#)

Document Type: Article

Language: English

Abstract: The discovery of phytoaccumulation potential of plant species has led to its application for remediation of heavy-metal-contaminated soil and wastewater, which is termed as phytoextraction/rhizofiltration. For prediction, analysis, planning and cost-effective design of such systems, mathematical models not only are used as a screening tool but also provide optimal parameters like harvesting time, irrigation schedule, etc. Several laboratory and field scale studies have been carried out in the past, and mathematical expressions have been developed by various researchers for different phenomena like metal adsorption in soil, plant root growth with time, moisture and metal uptake by plant root, moisture movement in unsaturated zone, soil moisture relationship, etc. The complete design of any such phytoremediation program would require the knowledge of behavior of heavy-metal movement in soil, water and plant root system. In this paper, a model for simulating heavy-metal dynamics in soil, water and plant root system is developed and discussed. The governing non-linear partial differential equation is solved numerically by implicit finite difference method using Picard's iterative technique, and the formulation has been illustrated using a characteristic example. The source code is written in MATLAB.

Author Keywords: phytoremediation; modeling; heavy metal; plants

KeyWords Plus: CADMIUM SOIL SORPTION; WATER-UPTAKE; UNSATURATED SOILS; SYSTEM; COMPETITION; DENSITY; ZINC

Addresses: Verma P (reprint author), Natl Environm Engr Res Inst, Nehru Marg, Nagpur 440020, Maharashtra India

Natl Environm Engr Res Inst, Nagpur 440020, Maharashtra India

E-mail Addresses: p_verma@neceri.res.in

Publisher: SPRINGER, VAN GODEWIJCKSTRAAT 30, 3311 GZ DORDRECHT, NETHERLANDS, <http://www.springeronline.com>

Discipline: ENVIRONMENT/ECOLOGY

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES)

IDS Number: 100RK

ISSN: 1420-2026

Title: In vitro breeding of Brassica juncea L. to enhance metal accumulation and extraction properties

Author(s): [Nehnevajova E](#), [Herzig R](#), [Erismann K](#), [Schwitzguebel J](#)

Source: PLANT CELL REPORTS *eFIRST* date: 13 NOV 2006

DOI: 10.1007/s00299-006-0264-9

Document Type: Article

Abstract: In vitro breeding and somaclonal variation were used as tools to improve the potential of Indian mustard (*Brassica juncea* L.) to extract and accumulate toxic metals. Calli from *B. juncea* were cultivated on a modified MS medium supplemented with 10-200 µM Cd or Pb. Afterwards, new *B. juncea* somaclones were regenerated from metal-tolerant callus cells. Three different phenotypes with improved tolerance of Cd, Zn and Pb were observed under hydroponic conditions: enhanced metal accumulation in both shoots and roots; limited metal translocation from roots to shoots; reduced accumulation in shoots and roots. Seven out of thirty individual variants showed a significantly higher metal extraction than the control plants. The improvement of metal shoot accumulation of the best regenerant (3x Cd, 1.6x Zn, 1.8x Pb) and metal extraction (6.2x Cd, 3.2x Zn, 3.8x Pb) indicated a successful breeding and selection of *B. juncea*, which could be used for phytoremediation purpose.

6-Benzylaminopurine

Ethylenediaminetetraacetic acid

Gibberellic acid

Murashige and Skoog medium

1-Naphthaleneacetic acid

Author Keywords: *Brassica juncea* L.; Indian mustard; In vitro selection; Metal accumulation; Phytoextraction; Somaclonal variation

Addresses: Phytotech-Foundation (PT-F), Berne, 3013, Switzerland

Laboratory for Environmental Biotechnology (LBE), Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), Lausanne, 1015, Switzerland

Publisher: Springer-Verlag

Discipline: PLANT SCIENCES

ANIMAL & PLANT SCIENCE

CC Editions/Collections: Agriculture, Biology & Environmental Sciences (ABES); Life Sciences (LS)

ISSN: 0721-7714

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, juni 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, september 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, september 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, september 2003 |
|--|----------------------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|---|--|
| Allmän karakterisering | | | | | | | | |
| pH | - | | 7,9 | 7,8 | 7,4 | 7,4 | 7,6 | 8,6 |
| Konduktivitet | mS/m | | 296 | 182 | 739 | 980 | 405 | 176 |
| Temp vatten | ° C | | 19,7 | 13,1 | 17 | 16 | 18 | 17 |
| Suspenderad substans | mg/l | | 1,40 | 5,0 | 50 | 20 | 190 | 36 |
| Glödningsrest GF/A | mg/l | | - | 5,0 | 26 | | 120 | 24 |
| BOD (7) | mg O ₂ /l | | 3,0 | 18,0 | 99 | 77 | 15 | 3 |
| COD (Cr) | mg O ₂ /l | | 16,0 | 12,0 | 1300 | 1200 | 560 | 290 |
| BOD/COD | | | 0,02 | 0,15 | 0,08 | 0,06 | 0,03 | 0,01 |
| TOC | mg/l | | 62 | 42 | 490 | | | |
| | | | | | | 370 | 210 | 130 |
| DOC (0.45 µm) | mg/l | | 61 | 37 | 490 | 370 | 190 | 110 |
| POC | mg/l | | - | 5,00 | 22 | | 0,6 | 20 |
| DOC/TOC | | | 0,98 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 0,9 | 0,8 |
| POC/TOC | | | | 0,12 | 0,04 | | 0,003 | 0,154 |
| Salinitet | ‰ | | 1,7 | 1,2 | 4,9 | 5,5 | 2,2 | 1,1 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | | 400 | 270 | 840 | 820 | 580 | 340 |
| Sulfat (SO ₄ ²⁻) | mg/l | | 340 | | 53 | 22 | 71 | 57 |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | | 0,51 | | 1,30 | 1,70 | 0,91 | 0,78 |
| Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻) | mg/l | | 17 mmol/l | | 73 mmol/l | 4500 | 250 | 470 |
| N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺) | mg/l | | 2,0 | - | 530 | 620 | 0,62 | 0,07 |
| N-Kjeldahl | mg/l | | 23,0 | | 620 | | | |
| N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻) | mg/l | | 0,58 | 1,70 | 1,0 | 3,6 | 230 | 0,59 |
| N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃) | mg/l | | 24,0 | | 620 | 640 | 250 | 9,7 |
| N-Ammonium / N-Totalt | | | 0,83 | | 0,85 | 0,97 | 0,0025 | 0,0072 |
| P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻) | mg/l | | 0,36 | | 2,30 | | 0,09 | 0,035 |
| P-Totalt | mg/l | | 0,41 | - | 3,00 | 4,70 | 1,10 | 0,07 |
| Totalkväve/totalfosfor-kvot | | | 58,5 | | 207 | 136 | 227 | 139 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|----------------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska summaparametrar | | | | | | | | |
| EGOM | mg/l | 0,05 | - | - | 0,082 | - | - | - |
| EOX | | | 0,0016 | | 0,006 | | | |
| AOX | | | | | | | | |
| Opolära alifater | | | | | | | | |
| Totalt extraherbara alifater | | | | | | | | |
| Totalt extraherbara aromater | | | | | | | | |
| Alifater C5-C8 | µg/l | 10 | - | - | 32 | - | - | - |
| Alifater C8-C10 | | 10 | - | - | - | - | - | - |
| Alifater C10-C12 | | | 13 | - | 110 | - | - | - |
| Alifater C12-C16 | | | 34 | - | 200 | - | - | - |
| Alifater C5-C16, summa | | | 47 | - | 340 | - | - | - |
| Alifater C16-C35, summa | | | 78 | - | 740 | - | - | - |
| Aromater C8-C10 | | | 0 | - | 31 | - | - | - |
| Aromater C10-C35 | | | 0 | - | 1,4 | - | - | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|---|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Klorerade och bromerade alifater | µg/l | | | | | | | |
| Klormetan | | | - | | - | | | |
| Diklormetan | | | - | | - | | | |
| Diklordifluormetan | | | - | | - | | | |
| Kloretan | | | - | | - | | | |
| 1,1-Dikloretan | | | - | | - | | | |
| 1,2-Dikloretan | | | - | | - | | | |
| t-1,2-Dikloretan | | | - | | - | | | |
| c-1,2-Dikloretan | | | 0,60 | | - | | | |
| 1,2-Diklorpropan | | | - | | - | | | |
| Triklormetan | | | - | | - | | | |
| Triklorfluormetan | | | - | | - | | | |
| Tetraklormetan | | | - | | - | | | |
| 1,1,1-Trikloretan | | | - | | - | | | |
| 1,1,2-Trikloretan | | | - | | - | | | |
| Trikloretan | | | - | | - | | | |
| Tetrakloretan | | | - | | - | | | |
| 1,1-Dikloretan | | | - | | - | | | |
| 2,2-Diklorpropan | | | - | | - | | | |
| Bromklormetan | | | - | | - | | | |
| 1,1-Diklorpropen | | | - | | - | | | |
| Brommetan | | | - | | - | | | |
| Dibrommetan | | | - | | - | | | |
| Bromdiklormetan | | | - | | - | | | |
| c-1,3-Diklorpropen | | | - | | - | | | |
| t-1,3-Diklorpropen | | | - | | - | | | |
| 1,3-Diklorpropan | | | - | | - | | | |
| Dibromklormetan | | | - | | - | | | |
| 1,2-Dibrommetan | | | - | | - | | | |
| 1,1,1,2-Tetrakloretan | | | - | | - | | | |
| Tribrommetan | | | - | | - | | | |
| Triklorpropan | | | - | | - | | | |

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|---------------------------------|-------|----------------------|--|--|--|--|--|---|
| 1,2,3-triklorpropan | | | - | | - | | | |
| 1,1,2,2-Tetrakloreten | | | - | | - | | | |
| 1,2-Dibrom-3-Klorpropan | | | - | | - | | | |
| Hexaklorbutadien | | | - | | - | | | |
| E/Z-1,3-Diklorpropen | | | - | | - | | | |
| E-1,2-Dikloreten | | | - | | - | | | |
| Z-1,2-Dikloreten | | | - | | - | | | |
| Hexakloreten | | | - | | | | | |
| Vinylklorid | | | - | | - | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|---------------------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bensen och alkylerade bensener | µg/l | | | | | | | |
| Bensen | | 0,2 | - | - | 0,80 | 2,20 | - | - |
| Toluen | | 0,2 | - | - | 1- 7,50 | 2,30 5,20 | - | - |
| Etylbensen | | 0,2 | - | - | 5,60 | | | |
| m+p-xylen | | | - | | 2,30 | | | |
| o-xylen | | | - | | 13,00 | 12,00 | - | |
| Summa xylener (dimetylbensen) | | | - | - | - | | | |
| Styren | | | - | | - | | | |
| Isopropylbensen | | | - | | 1,30 | | | |
| p-Isopropyltoluen | | | - | | - | | | |
| n-Propylbensen | | | - | | - | | | |
| n-Butylbensen | | | - | | - | | | |
| sec-Butylbensen | | | - | | - | | | |
| tert-Butylbensen | | | - | | - | | | |
| 1,2,3-Trimetylbensen | | | - | | - | | | |
| 1,2,4-Trimetylbensen | | | - | | - | | | |
| 1,3,5-Trimetylbensen | | | | | | | | |
| Metylmetyletylbensen | | | | | | | | |
| Metyletylbensen | | | | | 0,80 | 2,20 | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|---|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Fenol och alkylerade fenoler | µg/l | | | | | | | |
| Fenol | | | - | | | | | |
| o-Kresol | | | - | | | | | |
| m- + p-Kresol | | | - | | | | | |
| 2,3-Dimetylfenol | | | - | | | | | |
| 2,4-Dimetylfenol | | | - | | | | | |
| 2,5-Dimetylfenol | | | - | | | | | |
| 2,6-Dimetylfenol | | | - | | | | | |
| 3,4-Dimetylfenol | | | - | | | | | |
| 3,5-Dimetylfenol | | | - | | | | | |
| 2,3,5-Trimetylfenol | | | - | | | | | |
| 2,4,6-Trimetylfenol | | | - | | | | | |
| 2-Etylfenol | | | - | | | | | |
| 3-Etylfenol | | | - | | | | | |
| 4-Etylfenol | | | - | | | | | |
| 2-iso-Propylfenol | | | - | | | | | |
| 2-n-Propylfenol | | | - | | | | | |
| 3-t-Butylfenol | | | - | | | | | |
| - Ämnet har analyserats men ej detekterats. | | | | | | | | |

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Nonylfenoletoxylater | µg/l | | | | | | | |
| 4-oktylfenol | | | 0,193 | - | | | | |
| 4-OF-monoetoxylat | | | 0,170 | - | | | | |
| 4-OF-dietoxylat | | | 0,31 | - | | | | |
| 4-OF-trietoxylat | | 0,005 | 0,37 | - | | | | |
| 4-OF-tetraetoxylat | | 0,005 | 0,188 | | | | | |
| 4-nonylfenol | | | 2,2 | 0,4 | | | | |
| 4-NF-monoetoxylat | | | 14,7 | - | | | | |
| 4-NF-dietoxylat | | | 12,4 | - | | | | |
| 4-NF-trietoxylat | | 0,05 | 0,0 | - | | | | |
| 4.NF-tetraetoxylat | | 0,05 | 0,0 | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|--------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PAH | µg/l | | | | | | | |
| Naftalen | | 0,34 | - | | 0,75 | - | - | - |
| Acenaftylen | | 0,25 | - | | - | - | - | - |
| Acenaften | | | - | | - | - | 0,06 | - |
| Fluoren | | 0,02 | - | | 0,63 | 0,07 | 0,14 | 0,05 |
| Fenantren | | 0,03 | - | | 6,9 | 0,5 | 1,6 | 0,2 |
| Antracen | | 0,013 | - | | 0,5 | 0,03 | 0,1 | 0,05 |
| Fluoranten | | 0,03 | - | | 3,9 | 0,3 | 1,6 | - |
| Pyren | | 0,037 | - | | 2,9 | 0,2 | 1,1 | 0,65 |
| Bens(a)antracen | | -7 | - | | 0,48 | 0,06 | 0,3 | 0,08 |
| Krysen | | 0,016 | - | | 0,42 | 0,08 | 0,6 | 0,46 |
| Bens(b)fluoranten | | 0,027 | - | | 0,16 | 0,04 | 0,2 | 0,13 |
| Bens(k)fluoranten | | -5 | - | | - | 0,02 | 0,1 | 0,12 |
| Bens(a)pyren | | 0,026 | - | | 0,05 | 0,03 | 0,1 | - |
| Dibens(ah)antracen | | 0,012 | - | | - | - | 0,02 | - |
| Benso(ghi)perylen | | -4 | - | | 0,04 | 0,03 | 0,1 | - |
| Indeno(123cd)pyren | | -6 | - | | - | 0,02 | 0,07 | 0,1 |
| Summa 16 PAH | | 0,42 | - | | 17 | 1,3 | 6 | 1,8 |
| PAH cancerogena | | 0,05 | - | | 1,1 | 0,3 | 1,3 | 0,8 |
| PAH övriga | | 0,37 | - | | 16 | 1,1 | 4,7 | 1 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Ftalater | | | | | | | | |
| | µg/l | | | | | | | |
| Dimetylfталat | | 1,2 | - | | 60 | 25 | - | - |
| Dietylfталat | | 0,6 | - | | 49 | 22 | - | 2,5 |
| Di-n-propylftalat | | 0,6 | - | | - | - | - | - |
| Di-isobutylftalat | | 0,6 | - | | - | - | 210 | 1,7 |
| Di-n-butylftalat | | 0,6 | - | | 63 | 2,1 | - | 2,6 |
| Di-pentylftalat | | 0,6 | - | | - | - | - | - |
| Butylbensylftalat | | 0,6 | - | | 120 | - | - | - |
| Di-(2-etylhexyl)ftalat | | 0,6 | - | | 47 | - | 6,8 | 5,9 |
| Di-cyklohexylftalat | | 0,6 | - | | - | - | - | - |
| Di-n-oktylftalat | | 0,6 | - | | - | - | - | - |
| Klorbensener | | | | | | | | |
| | µg/l | | | | | | | |
| Monoklorbensenen | | 0,1 | | | - | | - | - |
| 1,2-Diklorbensenen | | | | | - | | - | - |
| 1,3-Diklorbensenen | | | | | - | | - | - |
| 1,4-Diklorbensenen | | | | | - | | - | - |
| 1,2,3-Triklorbensenen | | 0,1 | | | - | | 0,13 | - |
| 1,2,4-Triklorbensenen | | 0,2 | | | - | | - | - |
| 1,3,5-Triklorbensenen | | 0,3 | | | - | | - | - |
| 1,2,3,4-Tetraklorbensenen | | 0,06 | | | | | - | - |
| 1,2,3,5-Tetraklorbensenen | | 0,04 | | | | | - | - |
| 1,2,4,5-Tetraklorbensenen | | 0,01 | | | | | - | - |
| Pentaklorbensenen | | | | | | | - | - |
| Hexaklorbensenen | | | | | | | - | - |
| Summa klorbensener | | | | | | | 0,13 | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Klorfenoler | µg/l | | | | | | | |
| 2-Monoklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 3-Monoklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 4-Monoklorfenol | | | - | | - | | 0,2 | - |
| 2,6-Diklorfenol | | | - | | - | | 0,3 | - |
| 2,4- + 2,5-Diklorfenol | | | - | | 0,13 | | 1,1 | 0,17 |
| 2,3-Diklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 3,4-Diklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 3,5-Diklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 2,4,6-Triklorfenol | | | - | | 0,13 | | 0,74 | 0,02 |
| 2,3,6-Triklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 2,3,5-Triklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 2,4,5-Triklorfenol | | | - | | - | | 0,14 | - |
| 2,3,4-Triklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 3,4,5-Triklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 2,3,4,5-Tetraklorfenol | | | - | | - | | 6,2 | - |
| 2,3,4,6-Tetraklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| 2,3,5,6-Tetraklorfenol | | | - | | - | | - | - |
| Pentaklorfenol | | | - | | 0,58 | | 6,4 | 0,29 |
| Summa klorfenoler | | | - | | 0,84 | | 15 | 0,48 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PCB | µg/l | | | | | | | |
| PCB 28 | | | - | | | | | |
| PCB 52 | | | - | | | | | |
| PCB 101 | | | 0,0012 | | | | | |
| PCB 118 | | | - | | | | | |
| PCB 138 | | | 0,0015 | | | | | |
| PCB 153 | | | - | | | | | |
| PCB 180 | | | - | | | | | |
| Summa PCB | | | 0,0027 | | | | | |
| Dioxiner och furaner | | | | | | | | |
| | ng/l | | | | | | | |
| 2378-TetraCDD | | | - | | | | | |
| 12378-PentaCDD | | | - | | | | | |
| 123478-HexaCDD | | | - | | | | | |
| 123678-HexaCDD | | | - | | | | | |
| 123789-HexaCDD | | | - | | | | | |
| 1234678-HeptaCDD | | | - | | 0,27 | | | |
| Oktaklordibensdioxin | | | - | | 2,00 | | | |
| 2378-TetraCDF | | | - | | | | | |
| 12378-PentaCDF | | | - | | | | | |
| 23478-pentaCDF | | | - | | | | | |
| 123478-HexaCDF | | | - | | 0,11 | | | |
| 123678-HexaCDF | | | - | | | | | |
| 234678-HexaCDF | | | - | | | | | |
| 1234678-HeptaCDF | | | 0,21 | | | | | |
| 1234789-HeptaCDF | | | - | | 0,38 | | | |
| Oktaklordibensfuran | | | 0,35 | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|---------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bromerade flamskyddsmedel | µg/l | | | | | | | |
| Tetrabromdifenyleter | | 0,001 | 0,02 | - | | | | |
| Tetrabromdifenyleter47 | | 0,001 | 0,019 | - | | | | |
| Pentabromdifenyleter | | 0,001 | 0,062 | - | | | | |
| Pentabromdifenyleter99 | | 0,001 | 0,052 | - | | | | |
| Pentabromdifenyleter100 | | 0,001 | 0,0082 | - | | | | |
| Hexabromdifenyleter | | 0,001 | 0,006 | - | | | | |
| Heptabromdifenyleter | | 0,002 | - | - | | | | |
| Oktabromdifenyleter | | 0,002 | - | - | | | | |
| Nonabromdifenyleter | | 0,005 | - | - | | | | |
| Dekabromdifenyleter | | 0,01 | - | - | | | | |
| Tetrabrombisfenol-A | | 0,01 | - | - | | | | |
| Dekabrombifenyl | | 0,01 | - | - | | | | |
| Hexabromcyklododekan | | 0,001 | - | - | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|--------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Fenoxisyror | µg/l | | | | | | | |
| 2,4-D | | 0,05 | - | - | | | | |
| MCPA | | 0,05 | - | - | | | | |
| MCPP (Mekoprop) | | | 0,75 | 0,07 | | | | |
| 2,4,5-T | | 0,05 | - | - | | | | |
| 2,4-DP (Diklorprop) | | 0,05 | 0,41 | - | | | | |
| 2,4,5-TP | | 0,05 | - | - | | | | |
| MCPB | | 0,05 | - | - | | | | |
| 2,4-DB | | 0,05 | - | - | | | | |
| Arylfosfater | | | | | | | | |
| Trimetylfosfat | | | - | - | | | | |
| tributylfosfat | | | - | - | | | | |
| Trietylfosfat | | | - | - | | | | |
| Triisopropylfosfat | | | - | - | | | | |
| Trifenylfosfat | | | - | - | | | | |
| Trikresylfosfat | | | - | - | | | | |
| Tritolylfosfat | | | - | - | | | | |
| Difenylkresylfosfat | | | - | - | | | | |
| Tris(B-kloretyl)fosfat | | | - | - | | | | |
| Tris(B-klorpropyl)fosfat | | | - | - | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|------------------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Övriga organiska föreningar | | | | | | | | |
| acetat | mg/l | | | | | | | |
| Etylenglykol | | | | | | | | |
| Propylenglykol | | | | | | | | |
| Cyanid fri | µg/l | 5,0 | - | | | | | - |
| Cyanid total | | | - | | | | | 12 |
| MtBE | | 0,2 | | | | 0,9 | | - |
| Bensotriazol | | | | | | | | |
| Tolyltriazol | | | | | | | | |
| Alkyletoxilater | | | | | | | | |
| Petroleumsulfonater | | | | | | | | |
| Formaldehyd | mg/l | | | | | | | 2,2 |
| Volatila föreningar | | | | | | | | |
| o-Etyltoluen | µg/l | | | | | | | |
| m-Etyltoluen | | | | | | | | |
| p-Etyltoluen | | | | | | | | |
| o-Klortoluen | | | | | | | | |
| Metylisobutylketon | | | | | | | | |
| Cyklohexan | | | | | | | | |
| Di-isopropyleter | | | | | | | | |
| Dicyklopentadien | | | | | | | | |
| Dimetoxymetan | | | | | | | | |
| Dimetyldisulfid | | | | | | | | |
| Epiklorhydrid | | | | | | | | |
| Metylakrylat | | | | | | | | |
| Koldisulfid | | | | | | | | |
| Kumen | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|-----------------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Metallorganiska föreningar | | | | | | | | |
| Organiskt tenn | µg/l | | | | | | | |
| Monobutyltenn | | | - | | 0,033 | | | |
| Tributyltenn | | | - | | 0,0047 | | | |
| Dibutyltenn | | | - | | 0,054 | | | |
| Tetrabutyltenn | | | - | | - | | | |
| Monofenyltenn | | | - | | - | | | |
| Difenyltenn | | | - | | - | | | |
| Tricyklohexyltenn | | | - | | - | | | |
| Trifenyltenn | | | - | | - | | | |
| Monooktyltenn | | | - | | 0,011 | | | |
| Dioktyltenn | | | - | | 0,008 | | | |
| Organiskt kvicksilver | ng/l | | | | | | | |
| Metylkvicksilver ofiltrerat | | | 0,18 | | 0,50 | | | |
| Organiskt bly | mg/l | | | | | | | |
| Tetraetylble | | | - | | - | | | |
| trietylble | | | - | | - | | | |
| dietylble | | | - | | - | | | |
| Tetrametylble | | | - | | - | | | |
| trimetylble | | | - | | - | | | |
| dimetylble | | | - | | - | | | |
| trimetyletylble | | | - | | - | | | |
| dimetyldietylble | | | - | | - | | | |
| dietylmetylble | | | - | | - | | | |
| dimetyletylble | | | - | | - | | | |
| metyletylble | | | - | | - | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|---------------------------------------|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Metaller | | | | | | | | |
| mg/l nivåer | mg/l | | | | | | | |
| Ca | | | 180 | 105 | 202 | 180 | 201 | 38,1 |
| Fe | | | 1,1 | 0,04 | 15,8 | 16,8 | 15,3 | 0,77 |
| K | | | 199 | 13 | 426 | 408 | 272 | 121 |
| Mg | | | 79,60 | 59,1 | 89,2 | 84 | 57,5 | 27,7 |
| Na | | | 299 | 218 | 712 | 744 | 469 | 235 |
| S | | | 114 | 8,0 | 30,7 | 22,6 | 31,7 | 19,4 |
| µg/l nivåer - ofta analyserade | µg/l | | | | | | | |
| Al | | | 48,7 | 22,7 | 554 | 332 | 705 | 472 |
| As | | | - | 3,30 | 22,7 | 25,6 | 18,7 | 3,31 |
| Be | | | | | | | | |
| Ba | | | 147 | 88,3 | 398 | 443 | 368 | 49,3 |
| Cd | | | - | - | 0,492 | 0 | 0,343 | 0,056 |
| Co | | | 1,96 | 2,0 | 27,8 | 31,4 | 21,1 | 7,01 |
| Cr | | | 9,81 | 3,61 | 107 | 161 | 76,9 | 5,93 |
| Cu | | | 1,59 | 2,87 | 11 | 19 | 29,8 | 5,43 |
| Hg | | | - | 0,125 | 0,0497 | 0,0342 | 0,0794 | 0 |
| Mn | | | 1420 | 43 | 3270 | 3090 | 3340 | 186 |
| Ni | | | 14,30 | 1,0 | 82,2 | 92,9 | 64,8 | 28,1 |
| Pb | | | 0,79 | - | 6,13 | 3,25 | 8,36 | 1,87 |
| Zn | | | 7,77 | 10,8 | 468 | 117 | 183 | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Munkebo, Trollhättan damm, 2001 | Munkebo, Trollhättan efter våtmark 2003 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2000 | Atleverket, Örebro Perkolat, 2003 | Atleverket, Örebro Ut från damm, 2003 | Atleverket, Örebro Efter våtmark, 2003 |
|---|-------|----------------------|---------------------------------------|--|---|---|--|---|
| Metaller <i>µg/l nivåer - mindre ofta analyserade</i> | µg/l | | | | | | | |
| Ag | | | - | - | - | - | - | - |
| B | | | | | | | | |
| Bi | | | | | | | | |
| Br | | | | | | | | |
| Cr 6+ | | | - | | - | | | |
| Ga | | | | | | | | |
| Ge | | | | | | | | |
| In | µg/l | | | | | | | |
| La | | | | | | | | |
| Li | | | | | | | | |
| Mo | | | 83,20 | 74,0 | | 6,59 | 7,09 | 4,70 |
| Nb | | | | | | | | |
| Pt | | | | | | | | |
| Pd | | | | | | | | |
| Rb | | | | | | | | |
| Rh | | | | | | | | |
| Sb | | | 0,39 | 0,82 | 3,48 | 4,04 | 3,42 | 0,96 |
| Sc | | | | | | | | |
| Se | | | | | | | | |
| Sn | | | 0,71 | - | 13,5 | 17,6 | 7,31 | - |
| Si | | | | | | | | |
| Sr | | | | | | | | |
| Ta | | | | | | | | |
| Ti | | | | | | | | |
| Th | | | | | | | | |
| Te | | | - | - | 0,05 | - | - | - |
| Tl | | | 1,67 | 0,014 | 0,071 | 0,21 | 0,174 | 0,499 |
| U | | | | | | | | |
| V | | | 3,41 | 0,53 | 30,60 | 32,80 | 19,4 | 1,45 |
| W | | | | | | | | |
| Y | | | | | | | | |
| Zr | | | | | | | | |

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|--|----------------------|----------------------|---|--|--|--|--|--|
| Allmän karakterisering | | | | | | | | |
| pH | - | | 7,7 | 7,4 | 7,7 | 7,5 | 7,5 | 7,7 |
| Konduktivitet | mS/m | | 640 | 580 | 385 | 480 | 246 | 327 |
| Temp vatten | ° C | | 18 | 15 | 14 | 14 | 12,1 | 14,7 |
| Suspenderad substans | mg/l | | | 150 | 12 | 14 | | |
| Glödningsrest GF/A | mg/l | | | 120 | - | | | |
| BOD (7) | mg O ₂ /l | | 3 | 5 | 26 | 21 | | |
| COD (Cr) | mg O ₂ /l | | 210 | 320 | 106 | 100 | 230 | 300 |
| BOD/COD | | | 0,01 | 0,02 | | | | |
| TOC | mg/l | | 45 | 49 | 35 | 37 | 80 | 120 |
| DOC (0.45 µm) | mg/l | | 42 | 33 | 33 | 30 | | 110 |
| POC | mg/l | | 3 | 16 | - | - | | |
| DOC/TOC | | | 0,9 | 0,7 | | | | 0,92 |
| POC/TOC | | | 0,07 | 0,33 | | | | |
| Salinitet | ‰ | | 4,1 | 3,9 | 1,8 | 3,4 | 1,6 | 2,2 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | | 2000 | 2100 | 2120 | 2010 | 230 | 340 |
| Sulfat (SO ₄ ²⁻) | mg/l | | 78 | 32 | 58 | 51 | | |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | | 0,43 | 0,43 | 0,39 | 0,40 | | |
| Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻) | mg/l | | 470 | 250 | 670 | 460 | | |
| N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺) | mg/l | | 54 | 26 | 66 | 39 | | |
| N-Kjeldahl | mg/l | | | | | | | |
| N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻) | mg/l | | 8,4 | 0,6 | 1,0 | 3,5 | | |
| N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃) | mg/l | | 58 | 43 | 74 | 45 | | 140 |
| N-Ammonium / N-Totalt | | | 0,93 | 0,60 | | | | |
| P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻) | mg/l | | | 0,02 | 0,01 | | | |
| P-Totalt | mg/l | | 0,13 | 0,08 | 0,01 | | | 0,7 |
| Totalkväve/totalfosfor-kvot | | | 446,15 | 537,50 | 7400,00 | | | 197,18 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|---|-------|----------------------|---|--|--|--|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Klorerade och bromerade alifater | µg/l | | | | | | | |
| c-1,3-Diklorpropen | | | | | | | | |
| t-1,3-Diklorpropen | | | | | | | | |
| 1,3-Diklorpropan | | | | | | | | |
| Dibromklorometan | | | | | | | | |
| 1,2-Dibrommetan | | | | | | | | |
| 1,1,1,2-Tetrakloreten | | | | | | | | |
| Tribrommetan | | | - | | - | | | |
| Triklorpropan | | | - | | | | | |
| 1,2,3-triklorpropan | | | - | | - | | | |
| 1,1,2,2-Tetrakloreten | | | - | | - | | | |
| 1,2-Dibrom-3-Klorpropan | | | - | | - | | | |
| Hexaklorbutadien | | | - | | - | | | |
| E/Z-1,3-Diklorpropen | | | - | | - | | | |
| E-1,2-Dikloreten | | | - | | - | | | |
| Z-1,2-Dikloreten | | | - | | - | | | |
| Hexakloreten | | | - | | | | | |
| Vinylklorid | | | - | | - | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|---------------------------------------|-------|----------------------|---|--|--|--|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bensen och alkylerade bensener | µg/l | | | | | | | |
| Bensen | | 0,2 | - | | | | - | |
| Toluen | | 0,2 | - | | | | - | |
| Etylbensen | | 0,2 | - | | | | - | |
| m+p-xylen | | | | | | | | |
| o-xylen | | | | | | | | |
| Summa xylener (dimetylbensen) | | 0,2 | - | | | | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|---|--|--|--|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Nonylfenoletoxylater | µg/l | | | | | | | |
| 4-oktylfenol | | | | | | | | 0,038 |
| 4-OF-monoetoxylat | | | | | | | | - |
| 4-OF-dietoxylat | | | | | | | | - |
| 4-OF-trietoxylat | | | | | | | | - |
| 4-OF-tetraetoxylat | | | | | | | | |
| 4-nonylfenol | | | | | | | - | - |
| 4-NF-monoetoxylat | | | | | | | 0,51 | - |
| 4-NF-dietoxylat | | | | | | | - | - |
| 4-NF-trietoxylat | | | | | | | | - |
| 4-NF-tetraetoxylat | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|--------------------------|-------|----------------------|---|--|--|--|---------------------------------------|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PAH | µg/l | | | | | | | |
| Naftalen | | 0,34 | - | | | | - | |
| Acenaftylen | | 0,25 | - | | | | - | |
| Acenaften | | 0,02 | 0,01 | | | | 0,059 | |
| Fluoren | | 0,02 | - | | | | 0,06 | |
| Fenantren | | 0,03 | - | | | | - | |
| Antracen | | 0,013 | - | | | | - | |
| Fluoranten | | 0,01 | 0,003 | | | | - | |
| Pyren | | 0,01 | - | | | | - | |
| Bens(a)antracen | | 0,01 | - | | | | - | |
| Krysen | | 0,01 | - | | | | - | |
| Bens(b)fluoranten | | 0,01 | - | | | | - | |
| Bens(k)fluoranten | | 0,01 | - | | | | - | |
| Bens(a)pyren | | 0,01 | - | | | | - | |
| Dibens(ah)antracen | | 0,01 | - | | | | - | |
| Benso(ghi)perylene | | 0,004 | - | | | | - | |
| Indeno(123cd)pyren | | 0,006 | - | | | | - | |
| Summa 16 PAH | | 0,42 | 0,014 | | | | 0,12 | |
| PAH cancerogena | | 0,05 | - | | | | - | |
| PAH övriga | | 0,37 | 0,014 | | | | 0,12 | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|---|--|--|--|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Ftalater | µg/l | | | | | | | |
| Dimetylfталat | | 0,6 | - | | | | | |
| Dietylfталat | | 0,6 | - | | | | | |
| Di-n-propylftalat | | 0,6 | - | | | | | |
| Di-isobutylftalat | | 0,6 | - | | | | | |
| Di-n-butylftalat | | 0,6 | - | | | | | |
| Di-pentylftalat | | 0,6 | - | | | | | |
| Butylbensylftalat | | 0,6 | - | | | | | |
| Di-(2-etylhexyl)ftalat | | 0,6 | - | | | | | |
| Di-cyklohexylftalat | | 0,6 | - | | | | | |
| Di-n-oktylftalat | | 0,6 | - | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, <i>in till damm</i> september 2003 | Gärstad, <i>efter våtmark</i> september 2003 | Gärstad 2 <i>in till våtmark</i> maj 2004 | Gärstad 2 <i>efter våtmark</i> maj 2004 | Trosa <i>Lakvatten</i> Dike1, maj 2003 | Trosa <i>Efter rening</i> Dike2, september 2003 |
|----------------------------------|-------|----------------------|--|---|---|---|---|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bromerade flamskyddsmedel | µg/l | | | | | | | |
| Tetrabromdifenyleter | | | - | | | | - | |
| Tetrabromdifenyleter47 | | | - | | | | - | |
| Pentabromdifenyleter | | | - | | | | - | |
| Pentabromdifenyleter99 | | | - | | | | - | |
| Pentabromdifenyleter100 | | | - | | | | - | |
| Hexabromdifenyleter | | | - | | | | - | |
| Heptabromdifenyleter | | | - | | | | - | |
| Oktabromdifenyleter | | | - | | | | - | |
| Nonabromdifenyleter | | | - | | | | - | |
| Dekabromdifenyleter | | | - | | | | - | |
| Tetrabrombisfenol-A | | | - | | | | - | |
| Dekabrombifenyl | | | - | | | | - | |
| Hexabromcyklododekan | | | - | | | | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|--------------------------|-------|----------------------|---|--|--|--|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Fenoxisyror | µg/l | | | | | | | |
| 2,4-D | | 0,05 | - | - | | | - | - |
| MCPA | | 0,05 | - | - | | | - | - |
| MCPP (Mekoprop) | | 0,05 | 0,55 | 0,22 | | | 8 | 2,7 |
| 2,4,5-T | | 0,05 | - | - | | | - | - |
| 2,4-DP (Diklorprop) | | 0,05 | 0,45 | 0,42 | | | - | - |
| 2,4,5-TP | | 0,05 | - | - | | | - | - |
| MCPB | | 0,05 | - | - | | | - | - |
| 2,4-DB | | 0,05 | - | - | | | - | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|-----------------------------------|-------|----------------------|---|--|---|---|--|---|
| Metallorganiska föreningar | | | | | | | | |
| Organiskt tenn | µg/l | | | | | | | |
| Monobutyltenn | | | 0,021 | 0,0039 | | | - | |
| Tributyltenn | | | 0,069 | - | | | - | |
| Dibutyltenn | | | 0,210 | 0,0066 | | | - | |
| Tetrabutyltenn | | | - | - | | | - | |
| Monofenyltenn | | | - | - | | | - | |
| Difenyltenn | | | - | - | | | - | |
| Tricyklohexyltenn | | | - | - | | | - | |
| Trifenyltenn | | | - | - | | | - | |
| Monooktyltenn | | | - | - | | | - | |
| Dioktyltenn | | | - | - | | | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|---------------------------------------|-------|----------------------|---|---|--|--|--|--|
| Metaller mg/l nivåer | mg/l | | | | | | | |
| Ca | | 0,20 | 331,00 | 304,00 | 390 | 352 | 145 | 131 |
| Fe | | 0,02 | 1,22 | 0,39 | 2,36 | 0,317 | 5,2 | 3,2 |
| K | | 0,40 | 335,00 | 318,00 | 332 | 308 | 88,8 | 125 |
| Mg | | 0,14 | 83,20 | 78,50 | 80,3 | 83,2 | 65,8 | 83,9 |
| Na | | 0,50 | 720,00 | 687,00 | 731 | 692 | 250 | 374 |
| S | | 0,20 | 15,10 | 12,30 | 19,6 | 17,6 | 20 | 7 |
| µg/l nivåer - ofta analyserade | µg/l | | | | | | | |
| Al | | 18 | - | - | 1,91 | 6,66 | 1470 | 57 |
| As | | 1 | - | - | <6 | <4 | 8,3 | 9,0 |
| Be | | 1 | | | 0,0052 | 0,0019 | | |
| Ba | | | 1150,00 | 1170,00 | 1130 | 984 | 133 | 117 |
| Cd | | 0,05 | - | - | 0,0232 | 0,0129 | - | - |
| Co | | 0,20 | 1,07 | 1,02 | 2,03 | 1,25 | 4,8 | 7,4 |
| Cr | | 1 | - | - | 0,731 | 0,49 | 4,5 | 5,5 |
| Cu | | 1 | 1,80 | - | 1,56 | 0,38 | 6,9 | 6,8 |
| Hg | | 0,020 | - | - | <0,002 | <0,002 | - | - |
| Mn | | 1 | 488 | 586 | 696 | 532 | 1060 | 108 |
| Ni | | 0,6 | 38,50 | 10,30 | 18 | 13 | 13,8 | 19,1 |
| Pb | | 0,6 | - | - | 0,0932 | 0,0475 | 0,9 | - |
| Zn | | 4 | 4,38 | - | 6,17 | 1,18 | 15,8 | 5,2 |

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Gärstad, in till damm september 2003 | Gärstad, efter våtmark september 2003 | Gärstad 2 in till våtmark maj 2004 | Gärstad 2 efter våtmark maj 2004 | Trosa Lakvatten Dike1, maj 2003 | Trosa Efter rening Dike2, september 2003 |
|---|-------|----------------------|---|---|--|--|--|--|
| µg/Inivåer - mindre ofta analyserade | µg/l | | | | | | | |
| Ag | | | - | - | | | - | - |
| Cr 6+ | | 20 | | | | | | |
| Ga | | | | | | | | |
| Ge | | | | | | | | |
| In | µg/l | | | | | | | |
| La | | | | | | | | |
| Li | | | | | | | | |
| Mo | | | 2,86 | - | 2,66 | 1,99 | 1,38 | 1,06 |
| Nb | | | | | | | | |
| Pt | | | | | | | | |
| Pd | | | | | | | | |
| Rb | | | | 460,00 | | | | |
| Rh | | | | | | | | |
| Sb | | | 0,42 | - | | | 0,49 | 0,54 |
| Sc | | | | | | | | |
| Se | | | | | | | | |
| Sn | | | - | - | | | - | 1 |
| Sr | | | | | 2550 | 2400 | | |
| Th | | | | | | | | |
| Te | | | - | - | | | - | - |
| Tl | | | 0,071 | 0,074 | <0,03 | <0,03 | 0,110 | 0,019 |
| U | | | | | | | | |
| V | | | - | 0,22 | | | 2,79 | 1,46 |
| W | | | | | | | | |
| Y | | | | | | | | |
| Zr | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|--|----------------------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Allmän karakterisering | | | | | | | | |
| pH | - | | 7,5 | 7,4 | 7,4 | 7,8 | 7,8 | 7,2 |
| Konduktivitet | mS/m | | 1900 | 1700 | 1600 | 3000 | 2800 | 2454 |
| Temp vatten | ° C | | 8 | 10 | 8 | 25 | 25 | 21 |
| Suspenderad substans | mg/l | | | | | | | |
| Glödningsrest GF/A | mg/l | | | | | | | |
| BOD (7) | mg O ₂ /l | | | | | 93 | 11 | - |
| COD (Cr) | mg O ₂ /l | | 270 | 230 | 240 | 650 | 220 | 290 |
| BOD/COD | | | | | | | | |
| TOC | mg/l | | | | | | | |
| DOC (0.45 µm) | mg/l | | | | | | | |
| POC | mg/l | | | | | | | |
| DOC/TOC | | | | | | | | |
| POC/TOC | | | | | | | | |
| Salinitet | ‰ | | 1,5 | 1,3 | 1,3 | 1,7 | 1,5 | 1,4 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | | | | | 430 | 420 | |
| Sulfat (SO ₄ ²⁻) | mg/l | | | | | 99 | 120 | 38 |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | | | | | 0,4 | 0,4 | 0,7 |
| Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻) | mg/l | | | | | 18mmol/l | 14 mmol/l | 14 mmol/l |
| N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺) | mg/l | | 83 | 0,4 | 7,2 | 23 | 0,4 | 1,3 |
| N-Kjeldahl | mg/l | | 93 | 10 | 18 | 38 | 8,8 | 11 |
| N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻) | mg/l | | 2,4 | - | 1,8 | - | - | - |
| N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃) | mg/l | | 95,4 | 10 | 25,2 | 38 | 8,8 | 11 |
| N-Ammonium / N-Totalt | | | | | | | | |
| P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻) | mg/l | | | | | | | |
| P-Totalt | mg/l | | 1,1 | 0,7 | 0,6 | 2,1 | 0,95 | 0,27 |
| Totalkväve/totalfosfor-kvot | | | 86,73 | 14,29 | 42,00 | 18,10 | 9,26 | 40,74 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|----------------------------------|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Organiska summaparametrar | | | | | | | | |
| EGOM | mg/l | | | | | | | |
| EOX | | | | | | | | |
| AOX | | | | | | | | |
| Opolära alifater | | | | | | | | |
| Totalt extraherbara alifater | | | | | | | | |
| Totalt extraherbara aromater | | | | | | | | |
| Alifater C5-C8 | µg/l | | - | | | | | |
| Alifater C8-C10 | | | - | | | | | |
| Alifater C10-C12 | | | - | | | | | |
| Alifater C12-C16 | | | - | | | | | |
| Alifater C5-C16, summa | | | | | | | | |
| Alifater C16-C35, summa | | | - | | | | | |
| Aromater C8-C10 | | | | | | | | |
| Aromater C10-C35 | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|---------------------------------------|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bensen och alkylerade bensener | µg/l | | | | | | | |
| Bensen | | 0,2 | 0,5 | | | | | |
| Toluen | | 0,2 | 0,3 | | | | | |
| Etylbensen | | 0,2 | 1,1 | | | | | |
| m+p-xylen | | | | | | | | |
| o-xylen | | | | | | | | |
| Summa xylener (dimetylbensen) | | 0,2 | 10 | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|-----------------------------|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Nonylfenoletoxylater | µg/l | | | | | | | |
| 4-oktylfenol | | | - | | | | | |
| 4-OF-monoetoxylat | | | - | | | | | |
| 4-OF-dietoxylat | | | - | | | | | |
| 4-OF-trietoxylat | | | - | | | | | |
| 4-OF-tetraetoxylat | | | - | | | | | |
| 4-nonylfenol | | | - | | | | | |
| 4-NF-monoetoxylat | | | - | | | | | |
| 4-NF-dietoxylat | | | - | | | | | |
| 4-NF-trietoxylat | | | - | | | | | |
| 4-NF-tetraetoxylat | | | - | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|--------------------------|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PAH | µg/l | | | | | | | |
| Naftalen | | 0,34 | | | | 0,94 | | |
| Acenaftylen | | 0,25 | | | | - | | |
| Acenaften | | 0,02 | | | | 0,11 | | |
| Fluoren | | 0,02 | | | | 0,073 | | |
| Fenantren | | 0,03 | | | | 0,14 | | |
| Antracen | | 0,013 | | | | 0,045 | | |
| Fluoranten | | 0,01 | | | | 0,045 | | |
| Pyren | | 0,01 | | | | - | | |
| Bens(a)antracen | | 0,01 | | | | - | | |
| Krysen | | 0,01 | | | | - | | |
| Bens(b)fluoranten | | 0,01 | | | | - | | |
| Bens(k)fluoranten | | 0,01 | | | | - | | |
| Bens(a)pyren | | 0,01 | | | | - | | |
| Dibens(ah)antracen | | 0,01 | | | | - | | |
| Benso(ghi)perylen | | 0,004 | | | | - | | |
| Indeno(123cd)pyren | | 0,006 | | | | - | | |
| Summa 16 PAH | | 0,42 | | | | 1,4 | | |
| PAH cancerogena | | 0,05 | | | | - | | |
| PAH övriga | | 0,37 | | | | 1,4 | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|-----------------------------|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Ftalater | µg/l | | | | | | | |
| Dimetylfталat | | 0,6 | 2 | - | | - | | |
| Dietylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Di-n-propylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Di-isobutylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Di-n-butylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Di-pentylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Butylbensylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Di-(2-etylhexyl)fталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Di-cyklohexylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |
| Di-n-oktylfталat | | 0,6 | - | - | | - | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Isätra <i>före sbr,</i> <i>April-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter sbr,</i> <i>April-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter rotzon,</i> <i>April-02</i> stickprov | Isätra <i>före sbr,</i> <i>Aug-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter sbr,</i> <i>Aug-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter rotzon,</i> <i>Aug-02</i> stickprov |
|---------------------------------|-------|----------------------|--|---|---|--|---|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PCB | µg/l | | | | | | | |
| PCB 28 | | 0,001 | - | | | | | |
| PCB 52 | | 0,001 | - | | | | | |
| PCB 101 | | 0,001 | - | | | | | |
| PCB 118 | | 0,001 | - | | | | | |
| PCB 138 | | 0,001 | - | | | | | |
| PCB 153 | | 0,001 | - | | | | | |
| PCB 180 | | 0,001 | - | | | | | |
| Summa PCB | | 0,003 | - | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|----------------------|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Fenoxisyror | µg/l | | | | | | | |
| 2,4-D | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| MCPA | | 0,05 | 0,66 | 0,11 | - | - | - | - |
| MCPP (Mekoprop) | | 0,05 | 2,4 | 0,16 | - | 1,1 | - | - |
| 2,4,5-T | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| 2,4-DP (Diklorprop) | | 0,05 | 0,95 | 0,052 | - | 0,24 | - | - |
| 2,4,5-TP | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| MCPB | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| 2,4-DB | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|-----------------------------------|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| Ämne / Prov | | | | | | | | |
| Metallorganiska föreningar | | | | | | | | |
| Organiskt tenn | µg/l | | | | | | | |
| Monobutyltenn | | | 8,1 | 4,5 | | - | | |
| Tributyltenn | | | 6,8 | 1,9 | | - | | |
| Dibutyltenn | | | 2,5 | - | | - | | |
| Tetrabutyltenn | | | - | - | | - | | |
| Monofenyltenn | | | - | - | | - | | |
| Difenyltenn | | | - | - | | - | | |
| Tricyklohexyltenn | | | - | - | | - | | |
| Trifenyltenn | | | - | - | | - | | |
| Monooktyltenn | | | - | - | | - | | |
| Dioktyltenn | | | - | - | | - | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Isätra <i>före sbr,</i> <i>April-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter sbr,</i> <i>April-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter rotzon,</i> <i>April-02</i> stickprov | Isätra <i>före sbr,</i> <i>Aug-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter sbr,</i> <i>Aug-02</i> samlingsprov | Isätra <i>efter rotzon,</i> <i>Aug-02</i> stickprov |
|--|-------|----------------------|--|---|---|--|---|---|
| Metaller <i>mg/l nivåer</i> | mg/l | | | | | | | |
| Ca | | 0,20 | 159 | 162 | 143 | 154 | 160 | 130 |
| Fe | | 0,02 | 8,41 | 4,9 | 8,23 | 4,7 | 1,88 | 16,9 |
| K | | 0,40 | 116 | 122 | 112 | 156 | 161 | 126 |
| Mg | | 0,14 | 56,3 | 55 | 53,6 | 66,5 | 64 | 63,1 |
| Na | | 0,50 | 196 | 203 | 214 | 272 | 265 | 277 |
| S | | 0,20 | 46,9 | 51 | 54 | 40,8 | 40,2 | 14,6 |
| <i>µg/l nivåer - ofta analyserade</i> | µg/l | | | | | | | |
| Al | | 18 | 322 | 235 | 111 | 249 | 99 | 278 |
| As | | 1 | 6,14 | - | - | - | - | 10,8 |
| Be | | 1 | | | | | | |
| Ba | | | 170 | 173 | 200 | 180 | 144 | 264 |
| Cd | | 0,05 | 0,171 | 0,216 | 0,247 | 0,2 | 0,126 | 0,132 |
| Co | | 0,20 | 4,29 | 4,47 | 8,38 | 5,71 | 5,3 | 7,12 |
| Cr | | 1 | 15,1 | 16,1 | 12,9 | 11,5 | 9,61 | 12,4 |
| Cu | | 1 | 6,58 | 5,23 | 5,48 | 4,11 | 3 | 2,72 |
| Hg | | 0,020 | - | 0,025 | - | - | - | - |
| Mn | | 1 | 921 | 897 | 2030 | 786 | 863 | 1550 |
| Ni | | 0,6 | 13,6 | 15,4 | 23,2 | 18,6 | 16,8 | 24,5 |
| Pb | | 0,6 | 2,42 | 2,08 | 1,62 | 2,52 | 1,33 | 1,2 |
| Zn | | 4 | 82,9 | 99,2 | 34,7 | 48,9 | 43 | 10,4 |

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Isätra före sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, April-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, April-02 stickprov | Isätra före sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter sbr, Aug-02 samlingsprov | Isätra efter rotzon, Aug-02 stickprov |
|---|-------|----------------------|---|--|--|---|--|--|
| <i>µg/Inivåer - mindre ofta analyserade</i> | µg/l | | | | | | | |
| Ag | | | | | | - | - | - |
| B | | | | | | | | |
| Bi | | | | | | - | - | - |
| Br | | | | | | | | |
| Cr 6+ | | 20 | | | | | | |
| Ga | | | | | | | | |
| Ge | | | | | | | | |
| In | µg/l | | | | | | | |
| La | | | | | | | | |
| Li | | | | | | 19,1 | 18,4 | - |
| Mo | | | | | | | | |
| Nb | | | | | | | | |
| Pt | | | | | | | | |
| Pd | | | | | | | | |
| Rb | | | | | | | | |
| Rh | | | | | | | | |
| Sb | | | | | | 1,26 | 1,22 | 1,62 |
| Sc | | | | | | | | |
| Se | | | | | | | | |
| Sn | | | | | | | | |
| Si | | | | | | | | |
| Sr | | | | | | 530 | 522 | 470 |
| - Ämnet har analyserats men ej detekterats. | | | | | | | | |

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalycke, 2000 perkolat slang | Måsalycke 2002 Damm 1 | Måsalycke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|--|----------------------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Allmän karakterisering | | | | | | | | |
| pH | - | | 6,6 | 7,7 | 7,7 | 7,7 | 7,0 | 7,7 |
| Konduktivitet | mS/m | | 242 | 90 | 77 | 650 | 680 | 560 |
| Temp vatten | ° C | | 13,4 | 4,2 | 5,4 | 19,1 | 18,2 | 16,6 |
| Suspenderad substans | mg/l | | 42 | 26 | 6,5 | 24 | 10 | 180 |
| Glödningsrest GF/A | mg/l | | 29 | 6,5 | 1,0 | | 5 | 20 |
| BOD (7) | mg O ₂ /l | | 9 | 34 | 16 | 48 | 760 | 13 |
| COD (Cr) | mg O ₂ /l | | 240 | 170 | 110 | 440 | 1200 | 320 |
| BOD/COD | | | 0,04 | 0,20 | 0,15 | 0,11 | 0,63 | 0,04 |
| TOC | mg/l | | 100 | 55 | 41 | 120 | 570 | 100 |
| DOC (0.45 um) | mg/l | | 89 | 52 | 37 | 93 | 570 | 97 |
| POC | mg/l | | 5,4 | 11 | 3 | | | |
| DOC/TOC | | | 0,9 | 0,9 | 0,9 | 0,78 | 1 | 0,97 |
| POC/TOC | | | 0,05 | 0,20 | 0,08 | | | |
| Salinitet | ‰ | | 1,6 | 0,8 | 0,6 | 4,1 | 4,3 | 4 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | | 310 | 130 | 120 | 1500 | 1200 | 1500 |
| Sulfat (SO ₄ ²⁻) | mg/l | | 7 | 20 | 19 | 210 | 160 | 160 |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | | 0,77 | 0,52 | 0,48 | 0,4 | 0,4 | 0,5 |
| Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻) | mg/l | | 21mmol/l | 10mmol/l | 7mmol/l | 1300 | 1700 | 800 |
| N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺) | mg/l | | 150 | 57 | 24 | 130 | 100 | 84 |
| N-Kjeldahl | mg/l | | 160 | 64 | 30 | | | |
| N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻) | mg/l | | - | - | 11 | - | - | 21 |
| N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃) | mg/l | | 160 | 64 | 41 | 140 | 100 | 100 |
| N-Ammonium / N-Totalt | | | 0,94 | 0,89 | 0,59 | | 1,0 | 0,84 |
| P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻) | mg/l | | 0,66 | 0,02 | 0,03 | - | 0,1 | 0,1 |
| P-Totalt | mg/l | | 0,81 | 0,24 | 0,21 | 0,8 | 0,8 | 0,6 |
| Totalkväve/totalfosfor-kvot | | | 197,53 | 266,67 | 195,24 | 186,67 | 126,58 | 166,67 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | <i>Måsalucke, 2000 perkolat slang</i> | <i>Måsalucke 2002 Damm 1</i> | <i>Måsalucke 2002 Efter luftn. damm 3</i> | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|----------------------------------|-------|----------------------|---|--------------------------------------|---|---|--|---|
| Organiska summaparametrar | | | | | | | | |
| EGOM | mg/l | | - | | | | | |
| EOX | | | - | | | | | |
| AOX | | | | | | | | |
| Opolära alifater | | | | | | | | |
| Totalt extraherbara alifater | | | | | | | | |
| Totalt extraherbara aromater | | | | | | | | |
| Alifater C5-C8 | µg/l | | 22 | 13 | 12 | - | - | - |
| Alifater C8-C10 | | | - | - | - | - | - | - |
| Alifater C10-C12 | | | 84 | 23 | 23 | - | - | - |
| Alifater C12-C16 | | | 140 | 28 | 12 | 22 | - | - |
| Alifater C5-C16, summa | | | 250 | 64 | 47 | 22 | - | - |
| Alifater C16-C35, summa | | | 240 | 42 | 10 | 32 | 13 | 16 |
| Aromater C8-C10 | | | 2,8 | - | - | 1,8 | 1,4 | - |
| Aromater C10-C35 | | | 0,36 | - | 0,58 | - | - | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Måsalucke, 2000 perkolat slang | Måsalucke 2002 Damm 1 | Måsalucke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|---|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Ämne / Prov | | | | | | | | |
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Klorerade och bromerade alifater | µg/l | | | | | | | |
| Klormetan | | | - | | | | | |
| Diklormetan | | 1,0 | - | | | | | |
| Diklordifluormetan | | | - | | | | | |
| Kloretan | | | - | | | | | |
| 1,1-Dikloretan | | 0,5 | 0,20 | | | | | |
| 1,2-Dikloretan | | 0,5 | - | | | | | |
| t-1,2-Dikloretan | | 0,5 | - | | | | | |
| c-1,2-Dikloretan | | 0,5 | 0,30 | | | | | |
| 1,2-Diklorpropan | | 0,5 | - | | | | | |
| Triklormetan | | 0,1 | - | | | | | |
| Triklorfluormetan | | | - | | | | | |
| Tetraklormetan | | 0,1 | - | | | | | |
| 1,1,1-Trikloretan | | 0,1 | - | | | | | |
| 1,1,2-Trikloretan | | 0,1 | - | | | | | |
| Trikloretan | | 0,1 | - | | | | | |
| Tetrakloretan | | 0,1 | - | | | | | |
| 1,1-Dikloretan | | | - | | | | | |
| 2,2-Diklorpropan | | | - | | | | | |
| Bromklormetan | | | - | | | | | |
| 1,1-Diklorpropen | | | - | | | | | |
| Brommetan | | | - | | | | | |
| Dibrommetan | | | - | | | | | |
| Bromdiklormetan | | | - | | | | | |
| c-1,3-Diklorpropen | | | - | | | | | |
| t-1,3-Diklorpropen | | | - | | | | | |
| 1,3-Diklorpropan | | | - | | | | | |
| Dibromklormetan | | | - | | | | | |
| 1,2-Dibrommetan | | | - | | | | | |
| 1,1,1,2-Tetrakloretan | | | - | | | | | |
| Tribrommetan | | | - | | | | | |

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | <i>Måsalucke, 2000 perkolat slang</i> | <i>Måsalucke 2002 Damm 1</i> | <i>Måsalucke 2002 Efter luftn. damm 3</i> | Tveta <i>Lakvatten sensommaren 2003</i> | Tveta <i>efter metall sensommaren 2003</i> | Tveta <i>efter våtmark sensommaren 2003</i> |
|---|-------|----------------------|---|--------------------------------------|---|--|---|--|
| Ämne / Prov | | | | | | | | |
| <hr/> | | | | | | | | |
| Triklorpropan | | | | | | | | |
| 1,2,3-triklorpropan | | | - | | | | | |
| 1,1,2,2-Tetrakloreten | | | - | | | | | |
| 1,2-Dibrom-3-Klorpropan | | | - | | | | | |
| Hexaklorbutadien | | | - | | | | | |
| E/Z-1,3-Diklorpropen | | | | | | | | |
| E-1,2-Dikloreten | | | | | | | | |
| Z-1,2-Dikloreten | | | | | | | | |
| Hexakloreten | | | | | | | | |
| <hr/> | | | | | | | | |
| Vinylklorid | | | - | | | | | |
| - Ämnet har analyserats men ej detekterats. | | | | | | | | |

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalynke, 2000 perkolat slang | Måsalynke 2002 Damm 1 | Måsalynke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|---------------------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bensen och alkylerade bensener | µg/l | | | | | | | |
| Bensen | | 0,2 | 4,60 | - | - | 0,3 | - | - |
| Toluen | | 0,2 | 0,70 | - | - | 1,3 | 0,6 | - |
| Etylbensen | | 0,2 | 3,80 | - | - | - | - | - |
| m+p-xylen | | | 6,60 | | | | | |
| o-xylen | | | 2,20 | | | | | |
| Summa xylener (dimetylbensen) | | 0,2 | 1,70 | - | - | - | - | - |
| Styren | | | - | | | | | |
| Isopropylbensen | | | 6,00 | | | | | |
| p-Isopropyltoluen | | | 3,40 | | | | | |
| n-Propylbensen | | | - | | | | | |
| n-Butylbensen | | | - | | | | | |
| sec-Butylbensen | | | - | | | | | |
| tert-Butylbensen | | | - | | | | | |
| 1,2,3-Trimetylbensen | | | | | | | | |
| 1,2,4-Trimetylbensen | | | 1,40 | | | | | |
| 1,3,5-Trimetylbensen | | | - | | | | | |
| Metylmetyletylbensen | | | | | | | | |
| Metyletylbensen | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalytte, 2000 perkolat slang | Måsalytte 2002 Damm 1 | Måsalytte 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|-------------------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Fenol och alkylerade fenoler | µg/l | | 2,60 | 0,24 | 0,23 | | | |
| Fenol | | | - | - | - | | | |
| o-Kresol | | | - | - | 0,24 | | | |
| m- + p-Kresol | | | - | 0,21 | - | | | |
| 2,3-Dimetylfenol | | | - | - | - | | | |
| 2,4-Dimetylfenol | | | - | - | - | | | |
| 2,5-Dimetylfenol | | | - | 0,23 | 0,13 | | | |
| 2,6-Dimetylfenol | | | - | - | - | | | |
| 3,4-Dimetylfenol | | | - | - | - | | | |
| 3,5-Dimetylfenol | | | - | 0,17 | - | | | |
| 2,3,5-Trimetylfenol | | | - | - | - | | | |
| 2,4,6-Trimetylfenol | | | - | - | - | | | |
| 2-Etylfenol | | | - | - | - | | | |
| 3-Etylfenol | | | - | - | - | | | |
| 4-Etylfenol | | | - | - | - | | | |
| 2-iso-Propylfenol | | | - | - | - | | | |
| 2-n-Propylfenol | | | - | - | - | | | |
| 3-t-Butylfenol | | | - | 0,21 | - | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | <i>Måsalycke, 2000 perkolat slang</i> | <i>Måsalycke 2002 Damm 1</i> | <i>Måsalycke 2002 Efter luftn. damm 3</i> | <i>Tveta Lakvatten sensommaren 2003</i> | <i>Tveta efter metall sensommaren 2003</i> | <i>Tveta efter våtmark sensommaren 2003</i> |
|---------------------------------|-------|----------------------|---|--------------------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Nonylfenoletoxylater | µg/l | | | | | | | |
| 4-oktylfenol | | | 0,088 | 0,045 | 0,43 | 0,070 | - | - |
| 4-OF-monoetoxylat | | | 2,240 | 0,028 | | 0,027 | 0,20 | 0,024 |
| 4-OF-dietoxylat | | | 0,08 | - | | - | 0,49 | 0,024 |
| 4-OF-trietoxylat | | | 0,04 | - | | - | 0,17 | 0,17 |
| 4-OF-tetraetoxylat | | | - | - | | | | |
| 4-nonylfenol | | | 3 | 0,44 | - | 0,4 | 4,5 | 5,7 |
| 4-NF-monoetoxylat | | | 2,4 | - | | - | - | - |
| 4-NF-dietoxylat | | | - | - | | - | - | - |
| 4-NF-trietoxylat | | | 0,2 | - | | - | - | - |
| 4.NF-tetraetoxylat | | | 0,8 | - | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalycke, 2000 perkolat slang | Måsalycke 2002 Damm 1 | Måsalycke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|--------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PAH | µg/l | | | | | | | |
| Naftalen | | 0,34 | - | | | - | 0,45 | 0,40 |
| Acenaftylen | | 0,25 | - | | | - | - | - |
| Acenaften | | 0,02 | - | | | 0,096 | 0,053 | - |
| Fluoren | | 0,02 | - | | | 0,062 | 0,038 | - |
| Fenantren | | 0,03 | - | | | 0,065 | 0,036 | - |
| Antracen | | 0,013 | - | | | - | - | - |
| Fluoranten | | 0,01 | - | | | 0,033 | - | - |
| Pyren | | 0,01 | - | | | - | - | - |
| Bens(a)antracen | | 0,01 | - | | | 0,009 | - | - |
| Krysen | | 0,01 | - | | | - | - | - |
| Bens(b)fluoranten | | 0,01 | - | | | - | - | - |
| Bens(k)fluoranten | | 0,01 | - | | | - | - | - |
| Bens(a)pyren | | 0,01 | - | | | - | - | - |
| Dibens(ah)antracen | | 0,01 | - | | | - | - | - |
| Benso(ghi)perylene | | 0,004 | - | | | - | - | - |
| Indeno(123cd)pyren | | 0,006 | - | | | - | - | - |
| Summa 16 PAH | | 0,42 | - | | | 0,27 | 0,57 | 0,4 |
| PAH cancerogena | | 0,05 | - | | | 0,009 | - | - |
| PAH övriga | | 0,37 | - | | | 0,26 | 0,57 | 0,4 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalycke, 2000 perkolat slang | Måsalycke 2002 Damm 1 | Måsalycke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Ftalater | | | | | | | | |
| | µg/l | | | | | | | |
| Dimetylfталat | | 0,6 | - | | | - | | |
| Dietylfталat | | 0,6 | - | | | - | | |
| Di-n-propylftalat | | 0,6 | - | | | - | | |
| Di-isobutylftalat | | 0,6 | 1,00 | | | 4 | | |
| Di-n-butylftalat | | 0,6 | 0,83 | | | - | | |
| Di-pentylftalat | | 0,6 | - | | | - | | |
| Butylbensylftalat | | 0,6 | - | | | - | | |
| Di-(2-etylhexyl)ftalat | | 0,6 | - | | | - | | |
| Di-cyklohexylftalat | | 0,6 | - | | | - | | |
| Di-n-oktylftalat | | 0,6 | - | | | 4 | | |
| Klorbensener | | | | | | | | |
| | µg/l | | | | | | | |
| Monoklorbensenen | | 0,4 | 0,40 | | | 0,11 | | |
| 1,2-Diklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| 1,3-Diklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| 1,4-Diklorbensenen | | 0,05 | 0,40 | | | - | | |
| 1,2,3-Triklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| 1,2,4-Triklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| 1,3,5-Triklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| 1,2,3,4-Tetraklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| 1,2,3,5-Tetraklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| 1,2,4,5-Tetraklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| Pentaklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| Hexaklorbensenen | | 0,05 | - | | | - | | |
| Summa klorbensener | | | | | | 0,11 | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalyske, 2000 perkolat slang | Måsalyske 2002 Damm 1 | Måsalyske 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Klorfenoler | | | | | | | | |
| | µg/l | | | | | | | |
| 2-Monoklorfenol | | 0,1 | - | | | - | | |
| 3-Monoklorfenol | | 0,1 | - | | | - | | |
| 4-Monoklorfenol | | 0,1 | - | | | - | | |
| 2,6-Diklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,4- + 2,5-Diklorfenol | | 0,01 | 0,04 | | | - | | |
| 2,3-Diklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 3,4-Diklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 3,5-Diklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,4,6-Triklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,3,6-Triklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,3,5-Triklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,4,5-Triklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,3,4-Triklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 3,4,5-Triklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,3,4,5-Tetraklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,3,4,6-Tetraklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| 2,3,5,6-Tetraklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| Pentaklorfenol | | 0,01 | - | | | - | | |
| Summa klorfenoler | | | - | | | - | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalycke, 2000 perkolat slang | Måsalycke 2002 Damm 1 | Måsalycke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|-----------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PCB | µg/l | | | | | | | |
| PCB 28 | | 0,001 | - | | | - | | |
| PCB 52 | | 0,001 | - | | | - | | |
| PCB 101 | | 0,001 | - | | | - | | |
| PCB 118 | | 0,001 | - | | | - | | |
| PCB 138 | | 0,001 | - | | | - | | |
| PCB 153 | | 0,001 | - | | | - | | |
| PCB 180 | | 0,001 | - | | | - | | |
| Summa PCB | | 0,003 | - | | | - | | |
| Dioxiner och furaner | | | | | | | | |
| | ng/l | | | | | | | |
| 2378-TetraCDD | | <0.1 | - | | | | | |
| 12378-PentaCDD | | <0.1 | - | | | | | |
| 123478-HexaCDD | | <0.1 | - | | | | | |
| 123678-HexaCDD | | <0.1 | - | | | | | |
| 123789-HexaCDD | | <0.1 | - | | | | | |
| 1234678-HeptaCDD | | <0.1 | - | | | | | |
| Oktaklordibensdioxin | | <0.1 | - | | | | | |
| 2378-TetraCDF | | <0.1 | - | | | | | |
| 12378-PentaCDF | | <0.1 | - | | | | | |
| 23478-pentaCDF | | | - | | | | | |
| 123478-HexaCDF | | <0.1 | - | | | | | |
| 123678-HexaCDF | | <0.1 | - | | | | | |
| 234678-HexaCDF | | | - | | | | | |
| 1234678-HeptaCDF | | <0.1 | 0,18 | | | | | |
| 1234789-HeptaCDF | | <0.1 | - | | | | | |
| Oktaklordibensfuran | | <0.1 | 0,19 | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Måsalynke, 2000 perkolat slang | Måsalynke 2002 Damm 1 | Måsalynke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|---------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|---|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bromerade flamskyddsmedel | µg/l | | | | | | | |
| Tetrabromdifenyleter | | | 0,014 | - | | - | | |
| Tetrabromdifenyleter47 | | | 0,014 | 0,0004 | | - | | |
| Pentabromdifenyleter | | | - | - | | - | | |
| Pentabromdifenyleter99 | | | - | 0,0005 | | - | | |
| Pentabromdifenyleter100 | | | - | 0,0002 | | - | | |
| Hexabromdifenyleter | | | - | - | | - | | |
| Heptabromdifenyleter | | | - | - | | - | | |
| Oktabromdifenyleter | | | - | - | | - | | |
| Nonabromdifenyleter | | | - | - | | - | | |
| Dekabromdifenyleter | | | - | - | | - | | |
| Tetrabrombisfenol-A | | | - | - | | 0,03 | | |
| Dekabrombifenyl | | | - | - | | - | | |
| Hexabromcyklododekan | | | - | - | | - | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalucke, 2000 perkolat slang | Måsalucke 2002 Damm 1 | Måsalucke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|--------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|--------------------------|--|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Fenoxisyror | µg/l | | | | | | | |
| 2,4-D | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| MCPA | | 0,05 | - | 0,12 | - | - | - | - |
| MCPP (Mekoprop) | | 0,05 | 1,40 | 2,70 | 0,71 | 2,3 | 2,6 | 1,8 |
| 2,4,5-T | | 0,05 | - | 0,15 | - | - | - | - |
| 2,4-DP (Diklorprop) | | 0,05 | 0,11 | 0,66 | 0,14 | 0,4 | 0,4 | 0,2 |
| 2,4,5-TP | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| MCPB | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| 2,4-DB | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| Arylfosfater | | | | | | | | |
| Trimetylfosfat | | | - | - | | | | |
| tributylfosfat | | | - | - | | | | |
| Trietylfosfat | | | - | - | | | | |
| Triisopropylfosfat | | | - | - | | | | |
| Trifenylfosfat | | | 3,20 | - | | | | |
| Trikresylfosfat | | | - | - | | | | |
| Tritolylfosfat | | | - | - | | | | |
| Difenylkresylfosfat | | | - | - | | | | |
| Tris(B-kloretyl)fosfat | | | | | | | | |
| Tris(B-klorpropyl)fosfat | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | <i>Måsalynke, 2000 perkolat slang</i> | <i>Måsalynke 2002 Damm 1</i> | <i>Måsalynke 2002 Efter luftn. damm 3</i> | <i>Tveta Lakvatten sensommaren 2003</i> | <i>Tveta efter metall sensommaren 2003</i> | <i>Tveta efter våtmark sensommaren 2003</i> |
|------------------------------------|-------|----------------------|---|--------------------------------------|---|---|--|---|
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| <i>Övriga organiska föreningar</i> | | | | | | | | |
| acetat | mg/l | | | | | | | |
| Etylenglykol | | | | | | | | |
| Propylenglykol | | | | | | | | |
| Cyanid fri | µg/l | | - | - | | - | | |
| Cyanid total | | | 4,00 | - | | - | | |
| MtBE | | 0,2 | | | | - | | |
| Bensotriazol | | | | | | | | |
| Tolyltriazol | | | | | | | | |
| Alkyletoxilater | | | | | | | | |
| Petroleumsulfonater | | | | | | | | |
| Formaldehyd | mg/l | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | <i>Måsalycke, 2000 perkolat slang</i> | <i>Måsalycke 2002 Damm 1</i> | <i>Måsalycke 2002 Efter luftn. damm 3</i> | <i>Tveta Lakvatten sensommaren 2003</i> | <i>Tveta efter metall sensommaren 2003</i> | <i>Tveta efter våtmark sensommaren 2003</i> |
|-----------------------------------|-------|----------------------|---|--------------------------------------|---|---|--|---|
| Ämne / Prov | | | | | | | | |
| Metallorganiska föreningar | | | | | | | | |
| Organiskt tenn | µg/l | | - | | | | | |
| Monobutyltenn | | | - | | | | | |
| Tributyltenn | | | - | | | | | |
| Dibutyltenn | | | - | | | | | |
| Tetrabutyltenn | | | - | | | | | |
| Monofenyltenn | | | - | | | | | |
| Difenyltenn | | | - | | | | | |
| Tricyklohexyltenn | | | - | | | | | |
| Trifenyltenn | | | - | | | | | |
| Monooktyltenn | | | - | | | | | |
| Dioktyltenn | | | - | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalynke, 2000 perkolat slang | Måsalynke 2002 Damm 1 | Måsalynke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|---|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Metaller | | | | | | | | |
| mg/l nivåer | | | | | | | | |
| Ca | mg/l | 0,20 | 91 | 73 | 73 | 270 | 62 | 243 |
| Fe | | 0,02 | 24,60 | 3,9 | 0,67 | 3,7 | 0,8 | 0,1 |
| K | | 0,40 | 132 | 59 | 54,2 | 371 | 939 | 276 |
| Mg | | 0,14 | 32,70 | 15 | 16 | 123 | 55 | 96 |
| Na | | 0,50 | 197 | 92 | 85 | 675 | 301 | 503 |
| S | | 0,20 | 4,75 | 8,9 | 8,4 | 80 | 37 | 62 |
| µg/lnivåer - ofta analyserade | | | | | | | | |
| Al | µg/l | 18 | 27,20 | - | - | 91 | 41 | 24 |
| As | | 1 | 5,99 | 1,9 | - | - | - | - |
| Be | | 1 | | | | | | |
| Ba | | | 544 | 160 | 85 | 479 | 86 | 360 |
| Cd | | 0,05 | 0,083 | - | - | 0,1 | - | - |
| Co | | 0,20 | 15,70 | 18 | 6,3 | 3,5 | 1,95 | 5,26 |
| Cr | | 1 | 5,05 | 3,1 | 1,8 | 16,9 | 7,09 | 8,17 |
| Cu | | 1 | 2,01 | 1,2 | 2,8 | 8,7 | 3,40 | 24,40 |
| Hg | | 0,020 | 0,554 | - | - | - | - | - |
| Mn | | 1 | 5140 | 3400 | 50 | 650 | 148 | 310 |
| Ni | | 0,6 | 27,40 | 12 | 11 | 21,1 | 8,83 | 16,70 |
| Pb | | 0,6 | 35 | 1,7 | 0,64 | 2,1 | - | - |
| Zn | | 4 | 26,20 | 4,8 | 4,0 | 15,8 | 6,11 | 9,58 |
| µg/lnivåer - mindre ofta analyserade | | | | | | | | |
| Ag | | | - | | | - | | - |
| B | | | | | | | | |
| Bi | | | | | | | | |
| Br | | | | | | | | |
| Cr 6+ | | 20 | - | | | | | |
| Ga | | | | | | | | |
| Ge | | | | | | | | |
| In | µg/l | | | | | | | |
| La | | | | | | | | |
| Li | | | | | | | | |

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Måsalycke, 2000 perkolat slang | Måsalycke 2002 Damm 1 | Måsalycke 2002 Efter luftn. damm 3 | Tveta Lakvatten sensommaren 2003 | Tveta efter metall sensommaren 2003 | Tveta efter våtmark sensommaren 2003 |
|--------------------------|-------|----------------------|--------------------------------------|-----------------------------|---|---|--|---|
| Mo | | | | 1,4 | - | 14,50 | 7 | 13 |
| Nb | | | | | | | | |
| Pt | | | | | | | | |
| Pd | | | | | | | | |
| Rb | | | | | | | | |
| Rh | | | | | | | | |
| Sb | | | 0,313 | | | 3,05 | 1 | 1 |
| Sc | | | | | | | | |
| Se | | | | | | | | |
| Sn | | | 0,603 | | | 1 | - | - |
| Si | | | | | | | | |
| Sr | | | | | | | | |
| Ta | | | | | | | | |
| Ti | | | | | | | | |
| Th | | | | | | | | |
| Te | | | - | | | - | - | - |
| Tl | | | - | 0,40 | 0,29 | | | |
| U | | | | | | | | |
| V | | | 21,30 | 1,6 | 0,57 | 10,80 | 4 | 1 |
| W | | | | | | | | |
| Y | | | | | | | | |
| Zr | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | Rödjorna | Rödjorna | Rödjorna | Fornby | Fornby | Fornby |
|--|----------------------|----------------------|-----------|------------|------------|-------------|----------------|--------------|
| Ämne / Prov | | | Lakvatten | Kondensat | Koncentrat | Ing. Avlopp | Ing. Lakvatten | Utgående mix |
| Allmän karakterisering | | | | | | | | |
| pH | - | | 7,2 | 7,1 | 7,8 | 7,5 | 8 | 7,1 |
| Konduktivitet | mS/m | | 920 | 7,4 | 9000 | 35,2 | 112 | 55,9 |
| Temp vatten | ° C | | | | | 4,4 | 4 | 4,5 |
| Suspenderad substans | mg/l | | 20,0 | 41,0 | 1100 | 63,0 | 14 | 11,0 |
| Glödningsrest GF/A | mg/l | | 5,6 | 18,0 | 430 | 11,0 | 6 | 4,8 |
| BOD (7) | mg O ₂ /l | | 53,0 | - | 190 | 68,0 | 8 | - |
| COD (Cr) | mg O ₂ /l | | 840,0 | - | 5400 | 140,0 | 89 | 31,0 |
| BOD/COD | | | 0,1 | | 0,04 | 0,5 | - | 0,0 |
| TOC | mg/l | | 300 | 7,2 | 1700 | 21,0 | 30 | 13,0 |
| DOC (0.45 um) | mg/l | | 250 | 6,8 | 1400 | 14,0 | 26 | 12,0 |
| POC | mg/l | | 20 | 1,1 | - | - | 7 | 7,5 |
| DOC/TOC | | | 0,83 | 0,94 | 0,82 | 0,67 | 1 | 0,92 |
| POC/TOC | | | 0,07 | 0,15 | - | - | - | 0,58 |
| Salinitet | ‰ | | 2,2 | 0,04 | 38 | | 1 | 0,3 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | | 1200 | 5,1 | 21000 | 18,0 | 210 | 60,0 |
| Sulfat (SO ₄ ²⁻) | mg/l | | 53,0 | 0,3 | 450 | 12,0 | 12 | 30,0 |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | | 1 | 0,3 | 6,0 | 0,4 | - | 0,3 |
| Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻) | mg/l | | 56mmol/l | 0,52mmol/l | 11,0mmol/l | | | |
| N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺) | mg/l | | 480 | 10 | 3400 | 7,3 | 20 | 10,0 |
| N-Kjeldahl | mg/l | | 530 | 11 | 3600 | 14,0 | 24 | 12,0 |
| N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻) | mg/l | | 2,2 | - | 17 | 1,2 | 5 | 1,9 |
| N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃) | mg/l | | 530 | 11 | 3600 | 15,0 | 29 | 14,0 |
| N-Ammonium / N-Totalt | | | 0,91 | 0,91 | 0,94 | 0,49 | 1 | 0,71 |
| P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻) | mg/l | | 1 | 0,002 | 5,2 | 1,3 | - | 0,3 |
| P-Totalt | mg/l | | 1,4 | 0,032 | 8,6 | 2,1 | 1 | 0,4 |
| Totalkväve/totalfosfor-kvot | | | 378,57 | 343,75 | 418,60 | 7,14 | 40,28 | 38,89 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|----------------------------------|-------|----------------------|-----------|-----------|------------|-------------|----------------|--------------|
| Ämne / Prov | | | Lakvatten | Kondensat | Koncentrat | Ing. Avlopp | Ing. Lakvatten | Utgående mix |
| Organiska summaparametrar | | | | | | | | |
| EGOM | mg/l | | | | | | | |
| EOX | | | | | | | | |
| AOX | | | | | | | | |
| Opolära alifater | | | 0,1 | 0,6 | 1,0 | | | |
| Totalt extraherbara alifater | | | 2,1 | - | - | | | |
| Totalt extraherbara aromater | | | - | - | - | | | |
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Nonylfenoletoxylater | | | | | | | | |
| | µg/l | | | | | | | |
| 4-oktylfenol | | | 0,23 | 0,043 | 0,036 | - | - | |
| 4-OF-monoetoxylat | | | 0,028 | 0,043 | 0,064 | - | - | |
| 4-OF-dietoxylat | | | - | - | - | - | - | |
| 4-OF-trietoxylat | | | - | - | - | - | - | |
| 4-OF-tetraetoxylat | | | - | - | - | - | - | |
| 4-nonylfenol | | | 2,73 | 0,54 | 1,9 | - | - | |
| 4-NF-monoetoxylat | | | 0,23 | - | 0,12 | - | 0,19 | |
| 4-NF-dietoxylat | | | - | - | - | - | - | |
| 4-NF-trietoxylat | | | - | - | - | - | - | |
| 4.NF-tetraetoxylat | | | - | - | - | - | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|-----------------------------|-------|----------------------|------------------|------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| Ämne / Prov | | | <i>Lakvatten</i> | <i>Kondensat</i> | <i>Koncentrat</i> | <i>Ing. Avlopp</i> | <i>Ing. Lakvatten</i> | <i>Utgående mix</i> |
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Klorfenoler | | | | | | | | |
| | µg/l | | | | | | | |
| 2-Monoklorfenol | | 0,1 | - | 0,3 | - | | | |
| 3-Monoklorfenol | | 0,1 | - | - | - | | | |
| 4-Monoklorfenol | | 0,1 | - | 0,6 | 1,8 | | | |
| 2,6-Diklorfenol | | 0,01 | - | 0,3 | - | | | |
| 2,4- + 2,5-Diklorfenol | | 0,01 | - | 0,6 | - | | | |
| 2,3-Diklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 3,4-Diklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 3,5-Diklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 2,4,6-Triklorfenol | | 0,01 | - | 0,2 | - | | | |
| 2,3,6-Triklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 2,3,5-Triklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 2,4,5-Triklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 2,3,4-Triklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 3,4,5-Triklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 2,3,4,5-Tetraklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 2,3,4,6-Tetraklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| 2,3,5,6-Tetraklorfenol | | 0,01 | - | 0,3 | 0,7 | | | |
| Pentaklorfenol | | 0,01 | - | - | - | | | |
| Summa klorfenoler | | | - | 2,2 | 2,5 | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|----------------------|-------|----------------------|------------------|------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| Ämne / Prov | | | <i>Lakvatten</i> | <i>Kondensat</i> | <i>Koncentrat</i> | <i>Ing. Avlopp</i> | <i>Ing. Lakvatten</i> | <i>Utgående mix</i> |
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| PCB | µg/l | | | | | | | |
| PCB 28 | | 0,001 | | | | - | - | |
| PCB 52 | | 0,001 | | | | - | - | |
| PCB 101 | | 0,001 | | | | - | - | |
| PCB 118 | | 0,001 | | | | - | - | |
| PCB 138 | | 0,001 | | | | - | - | |
| PCB 153 | | 0,001 | | | | - | - | |
| PCB 180 | | 0,001 | | | | - | - | |
| Summa PCB | | 0,003 | | | | - | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|-----------------------------|-------|----------------------|------------------|------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| Ämne / Prov | | | <i>Lakvatten</i> | <i>Kondensat</i> | <i>Koncentrat</i> | <i>Ing. Avlopp</i> | <i>Ing. Lakvatten</i> | <i>Utgående mix</i> |
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Bromerade flamskyddsmedel | µg/l | | | | | | | |
| Tetrabromdifenyleter | | | 0,0036 | 0,0016 | 0,0014 | - | - | |
| Tetrabromdifenyleter47 | | | 0,0036 | 0,0016 | 0,0014 | - | - | |
| Pentabromdifenyleter | | | 0,0023 | 0,0019 | - | - | - | |
| Pentabromdifenyleter99 | | | 0,0019 | 0,0015 | 0,0007 | - | - | |
| Pentabromdifenyleter100 | | | 0,0005 | 0,0003 | 0,0001 | - | - | |
| Hexabromdifenyleter | | | - | - | - | - | - | |
| Heptabromdifenyleter | | | - | - | - | - | - | |
| Oktabromdifenyleter | | | - | - | - | - | - | |
| Nonabromdifenyleter | | | - | - | - | - | - | |
| Dekabromdifenyleter | | | - | - | - | - | - | |
| Tetrabrombisfenol-A | | | - | - | - | - | - | |
| Dekabrombifenyl | | | - | - | - | - | - | |
| Hexabromcyklododekan | | | | | | - | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|----------------------|-------|----------------------|------------------|------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| Ämne / Prov | | | <i>Lakvatten</i> | <i>Kondensat</i> | <i>Koncentrat</i> | <i>Ing. Avlopp</i> | <i>Ing. Lakvatten</i> | <i>Utgående mix</i> |
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| Fenoxisyror | µg/l | | | | | | | |
| 2,4-D | | 0,05 | - | - | 6 | - | - | - |
| MCPA | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| MCPP (Mekoprop) | | 0,05 | 21 | 3,7 | 73 | - | - | - |
| 2,4,5-T | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| 2,4-DP (Diklorprop) | | 0,05 | 1,3 | 0,17 | - | - | 0,14 | - |
| 2,4,5-TP | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| MCPB | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |
| 2,4-DB | | 0,05 | - | - | - | - | - | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|------------------------------------|-------|----------------------|------------------|------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| Ämne / Prov | | | <i>Lakvatten</i> | <i>Kondensat</i> | <i>Koncentrat</i> | <i>Ing. Avlopp</i> | <i>Ing. Lakvatten</i> | <i>Utgående mix</i> |
| Organiska föreningar | | | | | | | | |
| <i>Övriga organiska föreningar</i> | | | | | | | | |
| Cyanid fri | µg/l | | | | | - | - | |
| Cyanid total | | | | | | - | - | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|-----------------------------------|-------|----------------------|------------------|------------------|-------------------|--------------------|-----------------------|---------------------|
| Ämne / Prov | | | <i>Lakvatten</i> | <i>Kondensat</i> | <i>Koncentrat</i> | <i>Ing. Avlopp</i> | <i>Ing. Lakvatten</i> | <i>Utgående mix</i> |
| Metallorganiska föreningar | | | | | | | | |
| Organiskt tenn | µg/l | | | | | | | |
| Monobutyltenn | | | 0,061 | 0,003 | 0,66 | 0,034 | 0,023 | 0,011 |
| Tributyltenn | | | 0,022 | 0,002 | - | 0,003 | - | - |
| Dibutyltenn | | | 0,018 | 0,003 | 0,04 | 0,016 | 0,018 | 0,012 |
| Tetrabutyltenn | | | - | - | - | - | - | - |
| Monofenyltenn | | | - | - | - | - | - | - |
| Difenyltenn | | | - | - | - | - | - | - |
| Tricyklohexyltenn | | | - | - | - | - | - | - |
| Trifenyltenn | | | - | - | - | - | - | - |
| Monooktyltenn | | | - | - | - | 0,007 | - | - |
| Dioktyltenn | | | - | - | - | - | - | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|---|-------|----------------------|-----------|-----------|------------|-------------|----------------|--------------|
| Ämne / Prov | | | Lakvatten | Kondensat | Koncentrat | Ing. Avlopp | Ing. Lakvatten | Utgående mix |
| Metaller | | | | | | | | |
| <i>mg/l nivåer</i> | mg/l | | | | | | | |
| Ca | | 0,20 | 195 | - | 742 | 29,2 | 46 | 35,2 |
| Fe | | 0,02 | 12 | 0,099 | 131 | 1,1 | 1 | 0,9 |
| K | | 0,40 | 360 | - | 2650 | 7,8 | 25 | 9,4 |
| Mg | | 0,14 | 70 | - | 545 | 4,0 | 10 | 5,2 |
| Na | | 0,50 | 905 | - | 8410 | 15,0 | 92 | 20,9 |
| S | | 0,20 | 39 | - | 274 | 4,1 | 4 | 10,1 |
| <i>µg/lnivåer - ofta analyserade</i> | µg/l | | | | | | | |
| Al | | 18 | 308 | - | 3000 | 144,0 | 219 | 49,1 |
| As | | 1 | - | - | - | - | - | - |
| Be | | 1 | | | | | | |
| Ba | | | 818 | - | 6180 | 19,3 | 71 | 11,7 |
| Cd | | 0,05 | 0,11 | - | - | - | - | 0,1 |
| Co | | 0,20 | 18 | - | 104 | 0,4 | 2 | 3,0 |
| Cr | | 1 | 56 | 24 | 603 | - | - | - |
| Cu | | 1 | 9 | 35,4 | 1630 | 16,6 | 7 | 3,4 |
| Hg | | 0,020 | 0,027 | - | 0,134 | - | - | - |
| Mn | | 1 | 6400 | 4 | 10800 | 243,0 | 1030 | 340,0 |
| Ni | | 0,6 | 60 | 18 | 639 | 1,4 | 3 | 4,2 |
| Pb | | 0,6 | 2 | - | 27 | 1,6 | 1 | 2,3 |
| Zn | | 4 | 44 | 9 | 1570 | 27,5 | 12 | 17,1 |
| <i>µg/lnivåer - mindre ofta analyserade</i> | µg/l | | | | | | | |
| Ag | | | - | - | - | - | - | - |
| B | | | | | | | | |
| Bi | | | | | | | | |
| Br | | | | | | | | |
| Cr 6+ | | 20 | | | | | | |
| Ga | | | | | | | | |
| Ge | | | | | | | | |
| In | µg/l | | | | | | | |
| La | | | | | | | | |
| Li | | | | | | | | |
| Mo | | | 10 | 4 | 308 | - | - | |

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | SITA | SITA | SITA | Fornby | Fornby | Fornby |
|--------------------------|-------|----------------------|-----------|-----------|------------|-------------|----------------|--------------|
| | | | Lakvatten | Kondensat | Koncentrat | Ing. Avlopp | Ing. Lakvatten | Utgående mix |
| Nb | | | | | | | | |
| Pt | | | | | | | | |
| Pd | | | | | | | | |
| Rb | | | | | | | | |
| Rh | | | | | | | | |
| Sb | | | 2 | - | 13 | 0,12 | - | 0,8 |
| Sc | | | | | | | | |
| Se | | | | | | | | |
| Sn | | | 7 | - | 60 | - | - | |
| Si | | | | | | | | |
| Sr | | | | | | | | |
| Ta | | | | | | | | |
| Ti | | | | | | | | |
| Th | | | | | | | | |
| Te | | | - | - | - | - | - | - |
| Tl | | | 0,124 | 0,226 | 0,296 | 1,09 | 1 | 0,2 |
| U | | | | | | | | |
| V | | | 30 | - | 196 | 0,63 | 1 | 0,3 |
| W | | | | | | | | |
| Y | | | | | | | | |
| Zr | | | | | | | | |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Skräppekärn Dagvatten |
|--|----------------------|----------------------|--------------------------|
| Allmän karakterisering | | | |
| pH | - | | 7,4 |
| Konduktivitet | mS/m | | 127 |
| Temp vatten | ° C | | 13,7 |
| Suspenderad substans | mg/l | | 54 |
| Glödningsrest GF/A | mg/l | | 23 |
| BOD (7) | mg O ₂ /l | | 89 |
| COD (Cr) | mg O ₂ /l | | 310 |
| BOD/COD | | | 0,3 |
| TOC | mg/l | | 89 |
| DOC (0.45 µm) | mg/l | | 78 |
| POC | mg/l | | 3,0 |
| DOC/TOC | | | 0,9 |
| POC/TOC | | | 0,03 |
| Salinitet | ‰ | | 0,8 |
| Klorid (Cl ⁻) | mg/l | | 89 |
| Sulfat (SO ₄ ²⁻) | mg/l | | 530 |
| Fluorid (F ⁻) | mg/l | | |
| Vätekarbonat (HCO ₃ ⁻) | mg/l | | |
| N-Ammonium (N-NH ₄ ⁺) | mg/l | | 3,3 |
| N-Kjeldahl | mg/l | | 9,8 |
| N-Nitrit+nitrat (N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻) | mg/l | | - |
| N-Totalt (N-KJ+N-NO ₂₃) | mg/l | | 9,8 |
| N-Ammonium / N-Totalt | | | 0,34 |
| P-Fosfat (P-PO ₄ ²⁻) | mg/l | | 0,11 |
| P-Totalt | mg/l | | 0,42 |
| Totalkväve/totalfosfor-kvot | | | 23,3 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Skräppekärn Dagvatten |
|----------------------------------|-------|----------------------|--------------------------|
| Organiska summaparametrar | | | |
| EGOM | mg/l | | 1,3 |
| EOX | | | 0,016 |
| AOX | | | 0,13 |
| Opolära alifater | | | 0,13 |
| Totalt extraherbara alifater | | | 1,3 |
| Totalt extraherbara aromater | | | - |
| Alifater C5-C8 | µg/l | | - |
| Alifater C8-C10 | | | - |
| Alifater C10-C12 | | | 90 |
| Alifater C12-C16 | | | 210 |
| Alifater C5-C16, summa | | | 300 |
| Alifater C16-C35, summa | | | 800 |
| Aromater C8-C10 | | | 2 |
| Aromater C10-C35 | | | 0,3 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Skräppekärr Dagvatten |
|---------------------------------------|-------|----------------------|--------------------------|
| Organiska föreningar | | | |
| Bensen och alkylerade bensener | | | |
| | µg/l | | |
| Bensen | | 0,2 | - |
| Toluen | | 0,2 | 0,8 |
| Etylbensen | | 0,2 | - |
| m+p-xylen | | | |
| o-xylen | | | |
| Summa xylener (dimetylbensen) | | 0,2 | 0,9 |
| | µg/l | | |
| 9.1 Nonylfenoletoxylater | | | |
| 4-oktylfenol | | | 0,553 |
| 4-OF-monoetoxylat | | | 1,160 |
| 4-OF-dietoxylat | | | 0,684 |
| 4-OF-trietoxylat | | | 0,394 |
| 4-OF-tetraetoxylat | | | 0,39 |
| 4-nonylfenol | | | 4,48 |
| 4-NF-monoetoxylat | | | 13,8 |
| 4-NF-dietoxylat | | | 10,4 |
| 4-NF-trietoxylat | | | 9,97 |
| 4.NF-tetraetoxylat | | | - |
| PAH | µg/l | | |
| Naftalen | | 0,34 | - |
| Acenaftilen | | 0,25 | - |
| Acenaften | | 0,02 | - |
| Fluoren | | 0,02 | 0,05 |
| Fenantren | | 0,03 | 0,2 |
| Antracen | | 0,013 | 0,05 |
| Fluoranten | | 0,01 | - |
| Pyren | | 0,01 | 0,65 |
| Bens(a)antracen | | 0,01 | 0,08 |
| Krysen | | 0,01 | 0,46 |
| Bens(b)fluoranten | | 0,01 | 0,13 |
| Bens(k)fluoranten | | 0,01 | 0,12 |
| Bens(a)pyren | | 0,01 | - |
| Dibens(ah)antracen | | 0,01 | - |
| Benso(ghi)perylene | | 0,004 | - |
| Indeno(123cd)pyren | | 0,006 | 0,1 |
| Summa 16 PAH | | 0,42 | 1,8 |
| PAH cancerogena | | 0,05 | 0,8 |
| PAH övriga | | 0,37 | 1 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av lakvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Skräppekärr Dagvatten |
|---------------------------------|-------|----------------------|--|
| Organiska föreningar | | | |
| Ftalater | | | |
| | µg/l | | |
| Dimetylfталat | | 0,6 | - |
| Dietylfталat | | 0,6 | 2,5 |
| Di-n-propylftalat | | 0,6 | - |
| Di-isobutyfталat | | 0,6 | 1,7 |
| Di-n-butyfталat | | 0,6 | 2,6 |
| Di-pentyfталat | | 0,6 | - |
| Butylbensylftalat | | 0,6 | - |
| Di-(2-etylhexyl)ftalat | | 0,6 | 5,9 |
| Di-cyklohexylftalat | | 0,6 | - |
| Di-n-oktyfталat | | 0,6 | - |
| Klorbensener | | | |
| | µg/l | | |
| Monoklorbensen | | 0,4 | - |
| 1,2-Diklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,3-Diklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,4-Diklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,2,3-Triklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,2,4-Triklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,3,5-Triklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,2,3,4-Tetraklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,2,3,5-Tetraklorbensen | | 0,05 | - |
| 1,2,4,5-Tetraklorbensen | | 0,05 | - |
| Pentaklorbensen | | 0,05 | - |
| Hexaklorbensen | | 0,05 | - |
| Summa klorbensener | | | |
| Klorfenoler | | | |
| | µg/l | | |
| 2-Monoklorfenol | | 0,1 | - |
| 3-Monoklorfenol | | 0,1 | - |
| 4-Monoklorfenol | | 0,1 | - |
| 2,6-Diklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,4- + 2,5-Diklorfenol | | 0,01 | 0,17 |
| 2,3-Diklorfenol | | 0,01 | - |
| 3,4-Diklorfenol | | 0,01 | - |
| 3,5-Diklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,4,6-Triklorfenol | | 0,01 | 0,02 |
| 2,3,6-Triklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,3,5-Triklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,4,5-Triklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,3,4-Triklorfenol | | 0,01 | - |
| 3,4,5-Triklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,3,4,5-Tetraklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,3,4,6-Tetraklorfenol | | 0,01 | - |
| 2,3,5,6-Tetraklorfenol | | 0,01 | - |
| Pentaklorfenol | | 0,01 | 0,29 |
| Summa klorfenoler | | | 0,48 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Skräppekärr Dagvatten |
|-----------------------------------|-------|----------------------|--|
| Organiska föreningar | | | |
| PCB | µg/l | | |
| PCB 28 | | 0,001 | - |
| PCB 52 | | 0,001 | - |
| PCB 101 | | 0,001 | - |
| PCB 118 | | 0,001 | - |
| PCB 138 | | 0,001 | - |
| PCB 153 | | 0,001 | - |
| PCB 180 | | 0,001 | - |
| Summa PCB | | 0,003 | - |
| Fenoxisyror | µg/l | | |
| 2,4-D | | 0,05 | 1,3 |
| MCPA | | 0,05 | 2,1 |
| MCP (Mekoprop) | | 0,05 | - |
| 2,4,5-T | | 0,05 | - |
| 2,4-DP (Diklorprop) | | 0,05 | 1,7 |
| 2,4,5-TP | | 0,05 | - |
| MCPB | | 0,05 | - |
| 2,4-DB | | 0,05 | - |
| Metallorganiska föreningar | | | |
| Organiskt tenn | µg/l | | |
| Monobutyltenn | | | 0,0576 |
| Tributyltenn | | | 0,27 |
| Dibutyltenn | | | 0,194 |
| Tetrabutyltenn | | | - |
| Monofenyltenn | | | - |
| Difenyltenn | | | - |
| Tricyklohexyltenn | | | - |
| Trifenyltenn | | | - |
| Monooktyltenn | | | - |
| Dioktyltenn | | | - |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av dagvatten.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Skräppekärr Dagvatten |
|--|-------|----------------------|--|
| Metaller | | | |
| <i>mg/l nivåer</i> | mg/l | | |
| Ca | | 0,20 | 293 |
| Fe | | 0,02 | 4,5 |
| K | | 0,40 | 24,5 |
| Mg | | 0,14 | 5,9 |
| Na | | 0,50 | 56 |
| S | | 0,20 | 186 |
| µg/l nivåer - ofta analyserade | | | |
| | µg/l | | |
| Al | | 18 | 1500 |
| As | | 1 | 4 |
| Be | | 1 | |
| Ba | | | 111 |
| Cd | | 0,05 | 1 |
| Co | | 0,20 | 9,4 |
| Cr | | 1 | 6,4 |
| Cu | | 1 | 54,5 |
| Hg | | 0,020 | 0,164 |
| Mn | | 1 | 569 |
| Ni | | 0,6 | 21 |
| Pb | | 0,6 | 45,3 |
| Zn | | 4 | 919 |
| µg/l nivåer - mindre ofta analyserade | | | |
| | µg/l | | |
| Ag | | | 0,15 |
| B | | | |
| Bi | | | |
| Br | | | |
| Cr 6+ | | 20 | - |
| Ga | | | |
| Ge | | | |
| µg/l nivåer - ej analyserade | | | |
| | µg/l | | |
| In | | | |
| La | | | |
| Li | | | |
| Mo | | | |
| Nb | | | |
| Pt | | | |
| Pd | | | |
| Rb | | | |
| Rh | | | |
| Sb | | | 4,17 |
| Sc | | | |
| Se | | | |
| Sn | | | 8,01 |
| Si | | | |
| Sr | | | |
| Ta | | | |
| Ti | | | |
| Th | | | |
| Te | | | |
| Tl | | | - |
| U | | | 0,050 |
| V | | | 8,74 |
| W | | | |
| Y | | | |
| Zr | | | 0,15 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.

Sammanställning av resultat från analyser av vatten och sediment.

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Björnbäcken uppströms deponi 031203 | Björnbäcken nedströms deponi 031203 | Björnbäcken sediment uppströms deponi 031203 | Björnbäcken sediment nedströms deponi 031203 |
|--------------------------|-------|----------------------|---|---|---|---|
| Metaller | | | | | | |
| | mg/l | | | | mg/kg TS | |
| Ca | | 0,20 | 13 | 17 | | |
| Fe | | 0,02 | 0,22 | 1,6 | | |
| K | | 0,40 | 2,5 | 2,0 | | |
| Mg | | 0,14 | 2,5 | 2,0 | | |
| Na | | 0,50 | 10 | 8,9 | | |
| S | | 0,20 | 6,0 | 6,3 | | |
| Si | | | 5,9 | 5,7 | | |
| | µg/l | | | | mg/kg TS | |
| Al | | 18 | 350 | 400 | | |
| As | | 1 | 0,25 | 0,96 | 1,3 | 240 |
| Be | | 1 | | | 1,6 | 7,0 |
| Ba | | | 33 | 57 | 520 | 870 |
| Cd | | 0,05 | 1,7 | 1,3 | 2,6 | 50 |
| Co | | 0,20 | 0,60 | 2,7 | 5,5 | 96 |
| Cr | | 1 | 0,22 | 0,28 | 37 | 22 |
| Cu | | 1 | 1,9 | 1,3 | 8,2 | 19 |
| Hg | | 0,020 | 0,0031 | 0,0036 | - | 0,11 |
| Mn | | 1 | 45 | 230 | | |
| Ni | | 0,6 | 1,9 | 2,4 | 7,0 | 33 |
| P | | | 6,4 | 6,3 | | |
| Pb | | 0,6 | 1,1 | 6,7 | 34 | 1300 |
| Zn | | 4 | 96 | 98 | 120 | 3400 |
| | µg/l | | | | mg/kg TS | |
| Ag | | | | | | |
| B | | | | | | |
| Bi | | | | | | |
| Br | | | | | | |
| Cr 6+ | | 20 | | | | |
| Ga | | | | | | |
| Ge | | | | | | |

| LAKVATTEN Ämne / Prov | Enhet | Detektions- gräns | Björnbäcken uppströms deponi 031203 | Björnbäcken nedströms deponi 031203 | Björnbäcken sediment uppströms deponi 031203 | Björnbäcken sediment nedströms deponi 031203 |
|--------------------------|-------|----------------------|---|---|---|---|
| In | µg/l | | | | 12 | |
| La | | | | | | |
| Li | | | | | | |
| Mo | | | 0,19 | 0,51 | - | |
| Nb | | | | | - | |
| Pt | | | | | | |
| Pd | | | | | | |
| Rb | | | | | | |
| Rh | | | | | | |
| Sb | | | | | | |
| Sc | | | | | - | - |
| Se | | | | | | |
| Sn | | | | | - | - |
| Si | | | 50 | 48 | 100 | 61 |
| Sr | | | | | | |
| Ta | | | | | | |
| Ti | | | | | | |
| Th | | | | | | |
| Te | | | | | | |
| Tl | | | 0,030 | 0,043 | 0,14 | 1,2 |
| U | | | | | | |
| V | | | 0,74 | 0,42 | 17 | 42 |
| W | | | | | - | - |
| Y | | | | | 16 | 150 |
| Zr | | | | | 180 | 27 |

- Ämnet har analyserats men ej detekterats.