



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Sorptions- och markfilter för deponier

– Förstudie

THOMAS RIHM

Varia 589

LINKÖPING 2008



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **589**

Sorptions- och markfilter för deponier
– Förstudie

THOMAS RIHM

LINKÖPING 2008

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI – Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--08/589--SE
Dnr SGI	1-0709-0633
Proj.nr SGI	13393

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Allmän orientering.....	5
1.1	Bakgrund	5
1.2	Problembeskrivning.....	5
1.3	Kunskapsläget.....	6
1.4	Syfte.....	6
1.5	Målsättning	6
2	Generella krav på skyddsnivå.....	7
2.1	EG-direktivet (1999/31/EG) om deponering av avfall	7
2.2	EG-beslutet (2003/33/EG) om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier.....	8
2.3	Svensk lagstiftning	8
2.4	Möjliga lösningar.....	9
3	Deponier som berörs	10
4	Vilka ämnen eller grupper av ämnen bör prioriteras?	10
4.1	Lakvattnets beskaffenhet	10
4.2	Förändring av lakvattenbeskaffenheten i framtiden	11
4.3	Jämförelser med miljökvalitetskriterier	12
4.3.1	Miljökvalitetskriterier vid beräkning av platsspecifika riktvärden vid sanering av förorenad mark.	12
4.3.2	Kanadensiska och amerikanska miljökvalitetskriterier.....	13
4.3.3	Övriga riktvärden.....	13
4.3.4	Jämförelser mellan lakvattenhalter och miljökvalitetskriterier.....	14
5	Förväntade lakvattenmängder och filterstorlekar	15
6	Olika typer av filter och sorbenter	17
6.1	Filtertyper	17
6.2	Filtermaterial	18
7	Slutsatser	20
7.1	Generella krav på skyddsnivå.....	20
7.2	Förväntade vattenmängder.....	20
7.3	Ämnen som bör prioriteras	20
7.4	Problematiska föroreningar	20
7.5	Vilka storleksordningar på filter behövs.....	21
7.6	Långsiktig funktion.....	21
7.7	Förbehandling	21
8	Förslag till fortsatt utveckling	22
9	Referenser:	23
Bilaga		

SAMMANFATTNING

Vid ett stort antal deponier kommer lakvatten att brädda eller rinna vid sidan om den geologiska barriären. Då måste ett skydd anläggas nedströms deponin. I den här förstudien redovisas förut-sättningarna för att utnyttja någon typ av sorptions- eller markfilter för ett sådant skydd.

Av alla de ämnen som teoretiskt kan finnas i lakvatten har endast en bråkdel analyserats. Det finns inte någon möjlighet att konstruera filter som kan adsorbiera alla typer av föroreningar. För att prioritera vilka föroreningar som det är viktigast att utveckla filterteknik för, har uppmätta föroreningshalter i lakvatten jämförts med miljö kvalitetskriterier. Jämförelsen indikerar att följande ämnen bör prioriteras:

- Kväve
- Monocykliska kolväten
- Vissa ftalater och klorbensener
- Metaller

Vid nya deponier bedöms kvävemängderna bli låga. Under flera årtionden framöver bedöms dock kväveföroreningar utgöra det mest påtagliga problemet med lakvatten.

Grova överslagsberäkningar utgående från uppmätta medelhalter i lakvatten visar att en tio hektar stor deponi där tio procent av infiltrerat vatten behöver tas omhand under 100 år behöver följande storleksordning på filter.

Mycket grovt uppskattade filterstorlekar

Föroreningar som behöver tas omhand (Deponiyta 10 ha. Andel lakvatten som behöver filtreras = 10 %. Filterkapacitet 1 % av vikten. Tid = 100 år)	Mycket grovt uppskattad filterstorlek
Endast giftiga metaller, aromater, ftalater och monocykliska kolväten.	1 ton
Giftiga metaller samt kalcium, järn, magnesium och mangan	1000 ton
Endast kväve	2 000 ton
Endast klorider	10 000 ton
Alla typer av föroreningar	25 000 ton

Filterstorlekarna kan bli betydligt större om större mängd lakvatten behöver tas omhand, om föroreningshalterna är högre eller om filterkapaciteten är lägre.

För att filterstorlekarna skall bli rimliga bedöms förbehandling behövas.

Det är orimligt att förvänta sig att passiva filter kan fungera i ett tusenårsperspektiv utan underhåll. Problem med igensättning, kanalbildning och vegetation är redan i perspektivet några år vanliga för markbäddar och filter i lakvattensammanhang. Det är mera realistiskt att utveckla tekniken mot att minimera underhållet snarare än att åstadkomma ett helt underhållsfritt system. Olika åtgärder som sannolikt måste tillåtas, om än i mindre omfattning, är pumpning, byte av filtermaterial och skötsel av vegetation.

1 ALLMÄN ORIENTERING

1.1 Bakgrund

Om det finns risk för att lakvatten svämmar över eller läcker vid sidan av den geologiska barriär som krävs enligt 19 och 20 §§ förordningen (2001:512) om deponering av avfall, skall det enligt förordningens 21 § anläggas ett skydd i lakvattnets strömningsriktning mot att lakvattnet förorenar mark eller vatten. Skyddet skall innebära att lakvatten tas omhand eller inte förorenar mark eller vatten i större utsträckning än vad som följer av kraven i 19 och 20 §§. Samtidigt skall botten tätningen vara sådan att vattengenomströmningen inte får överskrida 5 l per kvadratmeter och år för deponier för farligt avfall och 50 l per kvadratmeter och år för deponier för icke-farligt avfall. För deponins sluttäckning gäller samma krav på genomströmning som för botten tätningen. Många deponier kommer att vara belägna inom områden med tät undergrund eller vara försedda med konstgjorda geologiska barriärer så att inflödet genom sluttäckningen kommer att vara större än vad botten tätningen kan släppa igenom. Många, för att inte säga de flesta, deponier kommer därmed att behöva ett skydd nedströms deponin. Det saknas för närvarande tillräckliga kunskaper om hur ett sådant skydd skall vara beskaffat. Eftersom skyddet skall fungera under mycket lång tid och med ett minimum av drift- och underhållsåtgärder bedöms någon form av sorptions-/markfilter vara en lösning.

1.2 Problembeskrivning

Tanken med den geologiska barriären är att föroreningar vid passagen skall fördröjas, fastläggas, spädas ut och brytas ned så att inga oacceptabla olägenheter uppkommer för människors hälsa eller för miljön. Hur skall ett skydd nedströms en deponi mot lakvatten som svämmar över eller läcker vid sidan om en geologisk barriär utformas för att få optimal effekt?

Lakvatten innehåller de flesta föroreningar som över huvud taget förekommer, om än i mycket låga koncentrationer för de flesta ämnena. Det är inte ekonomiskt rimligt att skapa ett skydd mot alla typer av föroreningar. Vilka föroreningar måste prioriteras för att uppnå ett optimalt skydd? Vilka föroreningar är tekniskt och ekonomiskt möjliga att fastlägga i ett sorptions/markfilter och vilka storlekar på filtren blir nödvändiga?

Hur skall ett skydd vara utformat för att kunna fungera under mycket lång tid med ett minimum av drift- och underhållsåtgärder utan att problem uppstår med igensättningar, kanalbildningar, minskad sorptionskapacitet m.m.?

Målsättningen är att en deponi i passiv fas under oändligt lång tid skall kunna lämnas helt utan tillsyn. Detta bedöms inte vara tekniskt möjligt. Vilka drift- och underhållsåtgärder är nödvändiga och rimliga för att upprätthålla ett skydd nedströms en deponi under lång tid?

Vilken skyddsnivå ger en geologisk barriär enligt 19 – 20 §§ i förordningen om deponering av avfall med hänsyn till fördröjning, fastläggning (sorption), nedbrytning och utspädning? Detta är en nödvändig kunskap om man skall kunna avgöra om ett nedströms skydd uppnår samma nivå som en barriär i enlighet med förordningen om deponering av avfall.

Vilka olika typer av sorptionsmaterial finns tillgängliga med dagens kunskap? Vilka egenskaper har de och vilka kostnader är förknippade med dem?

1.3 Kunskapsläget

Processerna i en deponi har beskrivits av bland andra Lagerkvist 2003 och Molander 2000. Noggranna undersökningar av lakvattnets sammansättning har utförts av bland andra Öman et al 2000, Junestedt et al 2004. Undersökningarna gäller framför allt deponier i metangasbildande fas, men även lakvatten från sorteringsytor (färskt lakvatten) har undersökts.

Det finns ett mycket stort antal undersökningar om olika ämnens påverkan på människors hälsa och på miljön. Trots att ett stort arbete lagts ned vid dessa undersökningar är endast en mindre del av alla teoretiskt möjliga föroreningar analyserade och olika riktvärden saknas för ännu fler. Riktvärden har dock tagits fram av bland andra Naturvårdsverket 1999, Kemakta 2006, RIVM 2001, och CCME 2007.

Kunskaper om olika typer av passiva filterbarriärer har sammanställts av Larsson et al 2007.

Någon syntes av befintlig kunskap inom de olika områdena ovan har däremot inte utförts. Kunskaper om hur skyddet nedströms en deponi bör utformas för att uppnå optimal effekt saknas därför.

1.4 Syfte

Projektet syftar till att ett nedströms skydd skall kunna utformas och dimensioneras för att ge ett tillräckligt skydd för människors hälsa och för miljön och för att effekten skall bli optimal med hänsyn till ekonomi och miljö.

1.5 Målsättning

Målsättningen med förstudien är att identifiera:

- Vilka generella krav på skyddsnivå måste uppfyllas
- Hur många deponier berörs
- Vilka lakvattenmängder kan vi förvänta oss
- Vilka ämnen eller grupper av ämnen bör prioriteras
- Vilka typer av sorbenter kan komma i fråga
- Om det finns föroreningar för vilka ett nedströmsskydd inte är tekniskt eller ekonomiskt rimligt
- Vilka sorptionskapaciteter som kan förväntas och om sorptionen kan upprätthållas under tillräckligt lång tid
- Vilka reningsgrader kan förväntas
- Vilken storleksordning på filter behövs
- Vilka förutsättningar finns eller krävs för att skyddet skall fungera lånsiktigt ur hydraulisk synvinkel (underhåll mm)
- Vilken förbehandling, t ex partikelfilter, som kan behövas
- Metoder att bedöma när ett nedströms skydd uppnår samma skyddsnivå som en geologisk barriär

Målsättningen är också att ge en översiktig vägledning vid val av typ och omfattning av ett nedströmsskydd och att ligga till grund för ytterligare utveckling t ex.

- Provning av sorbenters egenskaper
- Utveckling av nya sorbenter
- Utarbetande av dimensioneringsmetoder/modeller

- Utförande av skydd i och provning i såväl laboratorie- som pilot- och fullskala
- Utveckling av program för kontroll, uppföljning och utvärdering.

2 GENERELLA KRAV PÅ SKYDDSNIVÅ

2.1 EG-direktivet (1999/31/EG) om deponering av avfall

Av EG:s direktiv om deponering av avfall (1999/31/EG), bilaga I framgår att en deponi skall vara lokaliserad och utformad så att de nödvändiga villkoren för att förebygga förorening av mark, grundvatten eller ytvatten uppfylls och så att en effektiv uppsamling av lakvatten garanteras. Skydd av mark, grundvatten och ytvatten skall genomföras genom att kombinera en geologisk barriär och en botten tätning under driftfasen/den aktiva fasen, och genom att kombinera en geologisk barriär och en topptätning under den passiva fasen/efter avslutningen.

En geologisk barriär föreligger när de geologiska och hydrogeologiska förhållandena under och i närheten av en deponi innebär en fastläggande förmåga (det engelska originalet använder termen attenuation capacity) som är tillräcklig för att förebygga en potentiell risk för mark och grundvatten.

Vidare anges att deponins botten och sidor skall bestå av ett mineralskikt som uppfyller krav i fråga om permeabilitet och tjocklek med en kombinerad effekt när det gäller skydd av mark, grundvatten och ytvatten som minst är likvärdig med effekterna av följande krav:

Deponi för farligt avfall: $K < 1,0 \times 10^{-9}$ m/s; mäktighet > 5 m.

Deponi för icke-farligt avfall: $K < 1,0 \times 10^{-9}$; mäktighet > 1 m.

Deponi för inert avfall $K < 1,0 \times 10^{-7}$; mäktighet > 1 m.

Där K = hydraulisk konduktivitet (m/s)

Om den geologiska barriären inte på ett naturligt sätt uppfyller ovanstående villkor kan den kompletteras på konstgjord väg och förstärkas på andra sätt som ger likvärdigt skydd. En geologisk barriär som framställs på konstgjord väg bör inte ha en tjocklek på mindre än 0,5 m.

Förutom den geologiska barriären skall ett system för uppsamling av lakvatten och botten tätning finnas. För farligt och icke-farligt avfall skall det bestå av ett artificiellt tätskikt och ett dräneringsskikt $> 0,5$ m.

Om den behöriga myndigheten finner det nödvändigt att förhindra lakvattenbildning, får en topptätning föreskrivas. För topptätning rekommenderar EG-direktivet följande:

Tabell 1. Krav för olika deponiklasser.

Deponiklass	Icke-farligt	Farligt
Gasdränskikt	Krävs	Krävs ej
Artificiellt tätskikt	Krävs ej	Krävs
Ogenomsläppligt mineralskikt	Krävs	Krävs
Dräneringsskikt > 0,5 m	Krävs	Krävs
Jordtäckning > 1 m	Krävs	Krävs

2.2 EG-beslutet (2003/33/EG) om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier

I EG:s beslut om kriterier och förfaranden vid mottagning av avfall vid avfallsdeponier finns gränsvärden för utlakningen av föroreningar från farligt avfall och inert avfall, liksom för icke-farligt och farligt avfall som under vissa förutsättningar kan deponeras tillsammans. Det är viktigt att notera att det inte finns några gränsvärden för icke-farligt avfall som skall deponeras på en deponi för icke-farligt avfall.

Här skall inte närmare redogöras för de olika gränsvärden som räknats fram. Däremot är det av intresse att se närmare på hur gränsvärdena beräknats. Detta har utförts i två steg. Först har man beräknat de högsta föroreningskoncentrationer som uppkommer vid en bestämd punkt nedströms en deponi till följd av ett utsläpp av lakvatten med kända lakegenskaper. Härvid har man tagit hänsyn till såväl rena utspädnings effekter på grund av tillkommande grundvatten som effekter av fastläggning till partiklar i jorden. Genom att jämföra den ursprungliga koncentrationen i lakvattnet med koncentrationen i den valda punkten nedströms har man räknat fram en utspädningsfaktor.

I steg två har man utgått från de gränsvärden som gäller för dricksvatten. Man har sedan multiplicerat dessa kriterier med utspädningsfaktorn för att få fram vilken koncentration, C_0 , som kan tillåtas i det vatten som lakas ut från ett avfall. Eftersom utspädningsfaktorn blir beroende av utlakningsförloppet (utspädningsfaktorn blir större för en förorening där utlakningen avtar snabbt än för en förorening där avklingningsförloppet är långsamt). Behövs även gränsvärden för avklingningsförloppet. Avklingningsförloppet kan mätas genom att analysera hur mycket av en förorening som lakats ut när olika vattenmängd passerat avfallet. Vattenmängden anges i förhållande till mängden fast material som vattnet stömmat genom som en kvot, den så kallade L/S-kvoten. I EG-beslutet finns därför gränsvärden även för den utlakade mängden vid $L/S = 2$ och $L/S = 10$. I Sverige har man valt att använda sig av gränsvärdena för C_0 (mg/l) och utlakad mängd vid $L/S = 10$ (mg/kg TS)

2.3 Svensk lagstiftning

EG:s direktiv om deponering av avfall har implementerats i svensk lagstiftning genom förordningen (2001:512) om deponering av avfall.

Den svenska lagstiftningen följer i allt väsentligt EG-direktivet. Kravet på den geologiska barriärens skyddseffekt har tolkats så att denna uppfylls om transporttiden för lakvattnet genom barriären inte understiger 200 år för farligt avfall, 50 år för ickefarligt avfall och 1 år för inert avfall. Till skillnad mot EG direktivet krävs att allt lakvatten efter driftfasen skall passera barriären. Under driftfasen skall allt lakvatten som inte samlas upp passera barriären.

Deponier för farligt avfall och deponier för ickefarligt avfall skall under driftfasen vara försedda med en bottentätning, ett dränerande materialskikt som är minst 0,5 m tjockt och ett

uppsamlingssystem för lakvatten. Tätningen, materialskiktet och uppsamlingssystemet skall konstrueras så att lakvatten inte läcker med mer än 5 liter per kvadratmeter och år från en deponi för farligt avfall och inte med mer än 50 liter per kvadratmeter och år för en deponi för icke-farligt avfall.

I lagstiftningen förutses att problem kan uppstå om den geologiska barriären eller botten tätningen blir för tät. Därför föreskrivs att om det finns risk för att lakvatten svämmar över eller läcker vid sidan om den geologiska barriären, skall det i lakvattnets strömningens riktning anläggas ett skydd mot att lakvattnet förorenar mark eller vatten i större utsträckning än om lakvattnet passerat den geologiska barriären.

En verksamhetsutövare skall se till att en deponi som avslutas förses med sluttäckning. Sluttäckningen skall vara så konstruerad att mängden lakvatten som passerar genom täckningen inte överskrider eller kan antas komma att överskrida 5 liter per kvadratmeter och år för deponier för farligt avfall och 50 liter per kvadratmeter och år för deponier för icke-farligt avfall.

2.4 Möjliga lösningar

Vare sig i EU:s direktiv eller beslut, eller av den svenska lagstiftningen finns några kvantifierade krav på fastläggning. Det finns bara krav på maximal vattengenomströmning, eller när det gäller EG-direktivet krav på vissa lager med maximal hydraulisk konduktivitet. Det är emellertid uppenbart att fastläggning av föroreningar i den geologiska barriären och i jorden nedströms har stor betydelse för föroreningsspridningen och därmed också för den skyddsnivå som en geologisk barriär medför.

Det skydd som måste anordnas för vatten som svämmar över eller rinner förbi en geologisk barriär kan tänkas utformas på olika sätt:

- Vattnet samlas upp och behandlas aktivt i en reningsanläggning.
- Vattnet leds till ett område nedströms deponin där det kan infiltrera och där strömningstiden i jorden uppfyller de krav som gäller enligt lagstiftningen.
- Vattnet samlas upp och leds genom ett passivt filter så att skyddseffekten blir minst lika god som om vattnet passerat en geologisk barriär.

Det första alternativet innebär aktiva åtgärder, sannolikt under lång tid. Det kan normalt inte anses vara ett långsiktigt hållbart alternativ. Det andra alternativet kan sägas vara en naturlig geologisk barriär, men istället för att ligga under deponin har den flyttats till annan plats. Detta borde vara fullt möjligt även om det är svårt att bedöma hur ett sådant område skall betraktas ur juridisk synvinkel, vilka restriktioner för markanvändning som kan behövas och hur området skall skyddas så att barriärfunktionen kan upprätthållas under lång tid. Det kan också komma att innebära vissa aktiva underhållsåtgärder, kanske också pumpning.

Det tredje alternativet bedöms i de flesta fall vara mera långsiktigt hållbart. Genomströmningstiden genom sådana filter blir med nödvändighet betydligt kortare än genom en ordinär geologisk barriär. Detta måste kompenseras genom en effektivare fastläggning. Med tanke på det långa tidsperspektivet kan mängden föroreningar som behöver fastläggas bli stor. För att upprätthålla funktionen kan filtren behöva överdimensioneras kraftigt. Ändå kan visst underhåll behövas för att undvika igensättningar, kanalbildningar och andra driftproblem. Erfarenheter från befintliga öppna filter och markbäddar är att översta lagret med filtermaterial behöver bytas vartannat till vart femte år på grund av järnutfällningar eller igenväxning.

Ett sätt att jämföra ett filter med en geologisk barriär skulle kunna vara att beräkna de utspädningsfaktorer som man erhåller för en geologisk barriär med de förutsättningar som använts vid beräkning av mottagningskriterier och jämföra dessa med de utspädningsfaktorer man kan erhålla med hjälp av ett filter.

Det innebär att en förorening skulle kunna passera filtret snabbare än de 50 respektive 200 år som föreskrivs i deponeringsdirektivet men att ökningen av koncentrationen av föroreningar inte blir större i recipienten än den som uppkommit på lång sikt om en geologisk barriär använts.

I själva verket måste någon liknande tolkning av lagstiftningen göras om filter skall kunna användas över huvud taget eftersom det inte finns filter som kan fastlägga 100 % av de föroreningar som tillförs under de första 50 respektive 200 åren.

3 DEPONIER SOM BERÖRS

Enligt statistik från Svensk avfallshantering fanns 1996 ca 300 deponier i Sverige som tog emot kommunalt avfall (RVF 2004). Uppskattningsvis fanns ungefär lika många deponier för industriella avfall. Under 2006 fanns ca 160 deponier för kommunalt avfall (Svensk avfallshantering 2007). Antalet sådana deponier bedöms minska till omkring 80 stycken efter 2008 då EG-direktivet får fullt genomslag.

Endast en mindre del av de omkring 500 deponier som kan tänkas beröras av EG-direktivet bedöms ha avslutats helt. Merparten av dessa bedöms behöva någon typ av nedströmsskydd när de sluttäckts och nuvarande lakvattenbehandling upphör.

4 VILKA ÄMNEN ELLER GRUPPER AV ÄMNEN BÖR PRIORITERAS?

4.1 Lakvattnets beskaffenhet

Avfallet i en deponi är en spegling av vårt samhälle. Alla de ämnen som används kommer att finnas i deponi för kommunalt avfall. Alla typer av ämnen kommer därför också att finnas representerade i lakvattnet. För många ämnen kommer dock koncentrationerna att vara låga. Eftersom det inte är realistisk med filterlösningar som klarar alla olika typer av ämnen är det nödvändigt att prioritera vilka ämnen som ett filter, eller en serie av filter, måste kunna ta omhand.

Grovt skulle föroreningar i lakvatten kunna indelas i några olika grupper. Det mest påfallande problemet med lakvatten från deponier som tagit emot kommunalt avfall är utläckaget av växtnäringsämnen som kan leda till övergödning och syrebrist i vattendrag och sjöar. Lakvatten från kommunala deponier är mycket kväverikt. Fosforhalten är dock i regel låg. Kväve föreligger vanligen som ammonium. Beroende på pH föreligger en del också som ammoniak vilket är toxiskt för vattenlevande organismer. I lägre koncentrationer och på rätt ställe är växtnäringsämnen snarare en tillgång som gödning. Det antyder att behandlingen borde inriktas på att utnyttja dessa ämnen för uppbyggnad av biomassa. Exempel på sådana metoder är odling av energigrödor. Ett annat sätt är att via nitrifikation omvandla ammonium till nitrat och därefter via denitrifikation till kvävgas. Det kan göras i särskilda anläggningar med aktiv drift, t.ex. SBR-anläggningar, men det kan också göras passivt genom t.ex. översilning och behandling i rotzonsanläggningar eller vårmarker. I någon mån kan sådana åtgärder ses som biologiska filter.

En annan grupp av föroreningar utgörs av metaller och oorganiska salter. Metallhalter i lakvatten från kommunala deponier är vanligen låga. Under de anaeroba förhållanden som råder i

en sådan deponi binds vanligen metallerna hårt till avfallet. Vissa oorganiska salter, t.ex. klorider kan ha toxiska effekter i sötvattenmiljöer men brukar vanligen inte räknas som toxiska. I havet, dit föroreningarna till slut transporteras, förekommer klorider i betydligt högre halter än i lakvattnet.

En tredje grupp föroreningar utgörs av organiska ämnen. Antalet olika ämnen är nära nog oändligt och nya ämnen tillkommer ständigt. Ämnena kan ha vitt skilda egenskaper, vissa är akuttoxiska, andra är bioackumulerbara. En del är svårnedbrytbara medan andra bryts ned lättare. För många ämnen saknas kunskaper både vad gäller dess påverkan på miljön och hur ämnena kan analyseras.

Tabell 2. Problem och möjligheter med lakvatten.

Förorening	Problem	Möjligheter	Teknik
Närsalter	Fel koncentration på fel plats	Återanvändning som näringsämnen Biologisk omvandling/ nedbrytning	Mark- växtsystem Nitrifikation- denitrifikation
Metaller Oorganiska salter	Toxiska Ej nedbrytbara Fel koncentration på fel plats	Fastläggning Utspädning	Kemisk fällning Filter
Organiska föreningar	Toxiska Kunskapsbrist	Nedbrytning?	Biologisk nedbrytning Kemisk behandling (oxidation)

Noggrana provtagningar och analyser av lakvatten från deponier med kommunalt avfall redovisas i "Handbok för lakvattenbedömning" (Öman et al 2000). Ett utdrag av uppmätta värden redovisas i bilaga 1. Ytterligare analysresultat redovisas i "Karaktärisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten" (Junestedt et al 2004).

För andra typer av deponier, t.ex. för gruvavfall eller för olika industriavfall kan antalet förorenande ämnen vara betydligt färre. Någon lämplig sammanställning av beskaffenheten för sådana lakvatten saknas dock.

4.2 Förändring av lakvattenbeskaffenheten i framtiden

I och med att det inte längre är tillåtet att deponera organiskt avfall kommer lakvattnet inte att ha samma egenskaper i framtiden som idag. Det mesta avfallet kommer under en övergångsperiod att deponeras på deponier där det redan finns organiskt avfall. I dessa fall kommer det att ta lång tid innan någon förändring av lakvattnets beskaffenhet kommer att märkas. Vid nya deponier blir dock förändringarna omedelbara. För att en uppfattning om hur lakvattnet kan komma att se ut har värden från Fläskebo avfallsanläggning redovisats i tabell i bilaga 1 (Renova 2007).

Av tabellen framgår att pH-värdet för lakvattnet från Fläskebo avfallsanläggning ligger vid ca 8 vilket är något högre än normalt. Totalkvävehalten är bara några mg/l medan medelvärdet som uppmätts av Öman et al ligger på 360 mg/l. Kvävet föreligger dessutom som nitrat vilket indikerar att syretillgången i deponin är god till skillnad mot normala deponier där syrebrist råder och så gott som allt kväve förekommer som ammonium. Kloridhalten är omkring en

femtedel av vad medelvärdet för äldre deponier är. Halterna av koppar, nickel och zink är dock mellan två och fem gånger högre än medelvärdet för äldre deponier. Övriga uppmätta metaller ligger, med undantag för arsenik, under medelvärdet.

Det är osäkert att dra slutsatser av en enda anläggning, men man kan förvänta sig att kvävehalterna blir avsevärt lägre i framtida lakvatten, medan metallhalterna, åtminstone vissa av dem, kan bli högre till följd av förändrad redoxpotential.

4.3 Jämförelser med miljö kvalitetskriterier

För att få en uppfattning om vilka föroreningar som är mest angelägna har en jämförelse gjorts mellan uppmätta halter i lakvatten (Öman 2000 et al) och olika kriterier baserade på ekologiska/ekotoxikologiska bedömningar. Jämförelse framgår av bilaga 1.

De olika bedömningsgrunderna beskrivs nedan.

4.3.1 Miljö kvalitetskriterier vid beräkning av platsspecifika riktvärden vid sanering av förorenad mark

För att beräkna platsspecifika riktvärden för förorenad mark som innebär en acceptabel risk för människors hälsa och för miljön används miljö kvalitetskriterier i form av haltkriterier för bland annat ytvatten och grundvatten. Dessa haltkriterier är framtagna för att användas som underlag för riktvärdesberäkningen och utgör således *inte* några riktvärden för grundvatten som kan användas för bedömning av uppmätta halter. En närmare beskrivning av haltkriterierna ges i "Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen" (Naturvårdsverket 2007).

När det gäller ytvatten har haltkriterier för metaller och vissa långlivade organiska ämnen (PCB och dioxiner) baserats på bakgrundshalter. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten av dessa ämnen kan, eftersom ämnena bryts ned mycket långsamt, förväntas vara mycket långvarig. Riskerna med en permanent förhöjning av halterna i akvatiska ekosystem är svåra att förutse, men en måttlig förhöjning av de bakgrundshalter som förekommer idag bedöms inte ge någon oacceptabel effekt (Naturvårdsverket 2007).

Haltkriterier för ytvatten är baserade på intervallet mellan medianvärdena och högre punkter på fördelningen (75- och 90-percentiler). Detta så att bidraget från ett förorenat område inte skall leda till en ökning av föroreningsbelastning till en halt som ligger utanför bakgrundshalterna.

För PCB motsvarar det valda haltkriteriet för ytvatten den dubbla medelhalten i tillflöden till Östersjön från Sverige. Det satta kriteriet på 1 ng/l gäller för total halt PCB-föreningar och har justerats ned till 0,2 ng/l för att motsvara halten av de sju vanligen analyserade PCB-föreningarna (PCB-7). Riktvärdet är en faktor 10 lägre än det lägsta värde där toxiska effekter kan noteras (NOEC) för sötvattenorganismer i RIVM:s (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu) datasammanställning (RIVM, 2001).

För övriga organiska ämnen har haltkriterier för ytvatten baserats på föroreningshalter där inga biologiska effekter på akvatiskt liv förväntas. För många ämnen anges miljö kvalitetsnormer (MKN) för ytvatten i EU:s vattendirektiv, och dessa har tillämpats i modellen. För övriga ämnen har datasammanställningar från andra organisationer använts som underlag för förslag till haltkriterier för ytvatten, bl.a. RIVM, CCME:s Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life (fact sheets) samt ECB:s Risk assessment reports.

Som kriterium för halt i grundvatten har valts 50 % av dricksvattennormen. Dricksvattennormen kommer i första hand från Livsmedelsverket (SLV, 2005) och i andra hand från WHO (WHO, 2004). För de ämnen som saknar dricksvattennorm har ett värde som motsvarar dricksvattennormen beräknats utgående från tolerabelt dagligt intag för genotoxiska ämnen (TDI) alternativt ett riskbaserat tolerabelt oralt intag (RISKor), ett dricksvattenintag på 2 l/dag samt en kroppsvikt på 60 kg samt att 20 % av TDI kan intecknas genom konsumtion av dricksvatten. Som haltkriterie väljs sedan 50 % av det framräknade värdet.

För koppar och zink är dricksvattennormerna satta med hänsyn till korrosion av vattenledningar och motsvarar således inte acceptabla värden i grundvatten. Därför har haltkriterier för grundvatten tagits från de beräkningar som gjorts som underlag för acceptanskriterier för avfall i deponier använts (TAC-modellen). TAC-modellens värden för fenolindex har även använts som grundvattenkriterie för fenol och kresol.

För PCB, dioxin och PAH L har RIVM:s interventionsvärden för grundvatten använts som underlag till haltkriterie i grundvatten, eftersom det är inte möjligt att basera dricksvattennormer direkt på toxikologiska dataunderlaget. De satta haltkriterierna motsvarar ca 10 % av RIVM:s interventionsvärde.

För de olika alifat- och aromatfraktionerna har gränser för när smak- och luktproblem befaras använts för att sätta haltkriterier (Naturvårdsverket och SPI, 1998).

För MTBE har gränsen för smak framtagen av ECB använts som haltkriterium för grundvatten.

4.3.2 Kanadensiska och amerikanska miljö kvalitetskriterier

En ofta använd källa vid olika jämförelser av föroreningshalter är kanadensiska vattenkvalitetskriterier utarbetade för att skydda akvatiskt liv (CCREM, 1987). Kriterierna har tagits fram som ett av flera verktyg för att förhindra en försämring av kanadensiska ytvatten. I regel ges ett riktvärde som inte bör överskridas och som baseras på en "long term no effect concentration".

De värden som anges i bilaga 1 har hämtats från "Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, summary table, update 7.0, September 2007 (CCME, 2007).

Även US EPA har rekommenderade kriterier för vattenkvalitet (US EPA 2006). Även dessa redovisas i Bilaga 1.

4.3.3 Övriga riktvärden

Ovan nämnda kriterier innefattar inte entydiga kriterier för växtnäringsämnen. Beroende på bakgrundsvärden m.m. kan miljöpåverkan vara beroende av platsspecifika faktorer. I EU:s kvalitetsnormer för grundvatten som finns i EU:s direktiv om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring (2006/118/EG) anges 50 mg/l för nitrater vilket överensstämmer med Livsmedelsverkets gränsvärde för otjänligt enligt föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). Gränsvärdet för tjänligt med anmärkning ligger vid 20 mg/l. Gränsvärdena 50 och 20 mg/l nitrat (NO₃) motsvarar ca 11 respektive 4,5 mg totalkväve. Gränsvärdet för tjänligt med anmärkning för ammonium ligger vid 0,50 mg/l.

För klorid och natrium ligger gränsvärdet för tjänligt med anmärkning vid 100 mg/l.

4.3.4 Jämförelser mellan lakvattenhalter och miljökvalitetskriterier

Endast en bråkdel av alla tänkbara ämnen som kan förekomma i lakvatten har analyserats. Det saknas ofta kunskaper om, eller riktvärden för, olika ämnen. En jämförelse mellan lakvattnets innehåll och befintliga riktvärden kommer därför alltid att bli ofullständig. En jämförelse kan dock utgöra en av flera bedömningsgrunder för vilka ämnen i lakvatten som bör prioriteras vid rening.

Att en jämförelse görs med de miljökvalitetskriterier som används i beräkningsmodellen för beräkning av platsspecifika riktvärden för förorenade områden beror på att dessa sammanställts ur ett riskbedömningsperspektiv där man sammanvägt både hälso- och miljöaspekter. Kanadensiska gränsvärden refereras ofta och därför har även dessa medtagits. I Bilaga 1 redovisas det minsta värdet av miljökvalitetskriterierna för yt- och grundvatten i riktvärdesmodeller, amerikanska och kanadensiska riktvärden. Det minsta värdet jämförs med maximala värden och medelvärden som uppmätts i färska utspädda lakvatten av Öman et al (2000).

Observera att jämförelserna görs för att få en indikation på vilka ämnen som bör prioriteras vid arbetet med att ta fram passiva filter för deponier. Miljökvalitetskriterierna är inte gränsvärden för vad som får släppas ut!

Av jämförelserna framgår att:

- Halterna av flyktiga klorerade kolväten förefaller låga i jämförelse med använda miljökvalitetskriterier.
- Halterna av monocykliska kolväten bedöms som höga. Medelvärdet i lakvattnet för toluen uppgår till ca 10 gånger det använda miljökvalitetskriteriet och det maximala värdet till ca 300 gånger.
- Fenol och kreosol förekommer endast i låga koncentrationer i lakvatten.
- Av ftalaterna har endast Di-(2-etylhexyl)ftalat uppmätts i större koncentrationer (som maxvärde).
- Maxvärdet för monoklorbensen överstiger använt miljökvalitetskriterium med ca 30 gånger och medelvärdet med ca 2 gånger. Miljökvalitetskriteriet för 1,4-Diklorbensen överskrids med ca 15 respektive 2 gånger. I övrigt är halten av klorbensener låga.
- Koncentrationerna av klorfenoler är låga.
- Lämpliga miljökvalitetskriterier för uppmätta bekämpningsmedel saknas.
- Uppmätta halter av nonylfenol, PCB, dioxiner och dibensofuraner, klorerade bekämpningsmedel, acetater och metallorganiska föreningar är låga.
- Maxvärden och medelvärden för metaller ligger vanligen mellan 3 – 150 respektive 20 – 80 gånger använda miljökvalitetskriterier.

Man kan också notera att ammoniumkvävehalterna i lakvatten i medeltal ligger på ca 370 mg/l, vilket omräknat till nitrat blir ca 475 mg/l, dvs upp emot 1000 gånger gränsvärdet för dricksvatten (tjänligt med anmärkning).

Kloridhalterna ligger i medeltal på ca 1700 mg/l d.v.s. ca 17 gånger dricksvattenkriterier. Natrium ligger i medeltal på ca 480 mg/l, d.v.s. ca 5 gånger dricksvattenkriterier.

Mot bakgrund av utförda jämförelser bedöms följande typer av föroreningar vara prioriterade när det gäller behandling av lakvatten från deponier som tagit emot kommunalt avfall:

- Kväve
- Monocykliska kolväten, speciellt toluen
- Vissa ftalater och klorbensener
- Metaller

Ovanstående ämnen förefaller förekomma i höga koncentrationer vid flertalet deponier. Ämnen som kan förekomma i höga koncentrationer men mindre frekvent är vissa klorbensener och ftalater.

5 FÖRVÄNTADE LAKVATTENMÄNGDER OCH FILTERSTORLEKAR

Lagstiftningen föreskriver att genomströmningen genom en sluttäckning får vara högst 5 liter per kvadratmeter och år för deponier med farligt avfall och högst 50 liter per kvadratmeter och år för deponier med icke-farligt avfall. För en medelstor deponi med en yta av 10 ha motsvarar det ca 500 respektive 5000 m³ per år, d.v.s. 0,015 respektive 0,15 l/s (ca 60 resp 600 l/tim).

Sannolikt kommer de mängder som behöver tas omhand i ett filter att vara mindre. Dels kommer sluttäckningarna att ha något mindre genomsläpplighet än vad som krävs, dels kommer en viss del av det bildade lakvattnet att passera den geologiska barriären. För deponier som konstruerats med bottentätningar av plastgeomembran kommer mängden som kan passera den geologiska barriären att vara beroende av fel och brister i utförandet snarare än av materialval. För sådana deponier bör man försiktigtvis anta att allt bildat lakvatten måste passera ett nedströmsskydd.

Många äldre avfallsupplag är lokaliserade till utströmningsområden. Lokaliseringen har gjorts med tanke på att inget lakvatten skall läcka ut till omgivningen. Detta är positivt med tanke på föroreningsspridningen men nackdelen är att hela infiltrationen och dessutom inströmmande grundvatten måste tas omhand.

För att få en uppfattning av hur stora mängder föroreningar som behöver omhändertas har de medelhalter som Öman et al redovisat räknats om till kg per hektar och år. Genomströmningen har därvid satts till 50 liter per kvadratmeter och år. För att beräkna filterstorlek har antagits att 10 % av det bildade lakvattnet från en 10 ha stor deponi behöver filtreras under 100 år. Kapaciteten hos filtermaterialet antagits vara 1 % (1 kg filtermaterial kan ta upp 10 g föroreningar).

En genomströmning på 50 l per kvadratmeter och år motsvarar för en 10 m hög deponi en L/S-kvot av ca 0,5. Med en genomströmning av 300 liter per kvadratmeter och år (normal nyttig nederbörd) motsvarar 100 år en L/S-kvot på ca 3. Att koncentrationerna i lakvattnet skulle sjunka drastiskt under de 100 första åren är således inte sannolikt.

Tabell 3. Medelhalt i lakvatten av föroreningar, emission per ha och år vid en genomströmning av 50 liter per kvadratmeter och år samt filterstorlek som behövs om 10 % av lakvattnet från en 10 ha stor deponi behöver filtreras under 100 år och om filterkapaciteten är 1 %.

Ämne	Medelhalt enl. Öman et al (mg/l)	Emission vid en genomströmning av 50 l per m ² och år (kg/ha och år)	Behov av filtermaterial med en kapacitet av 1 % om 10 % av lakvattnet från en 10 ha stor deponi behöver filtreras under 100 år (Kg/ 10 ha och 100år)
Suspenderat material	53	26	260 000
Klorid	1730	865	8 650 000
Sulfat	180	90	900 000
Ammonium	370	185	1 850 000
Summa aromater	0,016	0,008	80
Di(2-etylhexyl)ftalat	0,011	0,0055	55
Summa klorbensener	0,00079	0,000395	4
Fe	7,2	3,6	36 000
Mg	42	21	210 000
Na	480	240	2 400 000
Ca	110	55	550 000
K	410	205	2 050 000
Cd	0,0003	0,00015	1,5
Co	0,0078	0,0039	39
Cr	0,017	0,0085	85
Cu	0,022	0,011	110
Hg	0,000029	0,0000145	0,145
Mn	1,26	0,63	6 300
Ni	0,03	0,015	150
Pb	0,0049	0,0025	25
Zn	0,063	0,0315	315
Sb	0,00074	0,00037	3,7

För att ta hand om tungmetaller (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn och Sb), aromater ftalater och klorbensener behövs i runda tal ca 1 ton filtermaterial per ha. Detta förefaller högst rimligt. Risken är att filtermaterialet även kommer att ta upp andra metaller som natrium, järn, magnesium och mangan för att nämna några. Skulle filtret ha kapacitet även för Fe, Mg, Ca och Mn behövs ca 800 ton.

För klorid, sulfat och ammonium blir filterstorlekarna mycket stora. Även om 100 mg/l klorid och 50 mg/l ammonium skulle tillåtas passera filtren blir filterstorlekarna av storleksordningen 8000 respektive 1600 ton.

Om alla ämnen i tabell 3 skulle behöva tas omhand skulle den sammanlagda filterstorleken röra sig om ca 25 000 ton, vilket bedöms motsvara omkring 2 – 3 % av det deponerade materialet.

Det bör påpekas att filterstorlekarna för enskilda deponier kan bli betydligt större. Dels är beräkningarna baserade på medelvärden och inte maximala värden, dels kan en högre andel av lakvattnet än 10 % behöva filtreras.

Mot bakgrund av vad som framkommit ovan kan följande slutsatser dras:

- Det är inte rimligt att i normala fall använda sorptions- eller markfilter för rening av klorider i lakvatten.
- Rening av kväve (ammonium) kommer att kräva mycket stora filtervolymer. Sannolikt blir någon typ av mark-växtsystem (t.ex. rotzonsanläggning, översilning eller odling av energigrödor) den lämpligaste lösningen, d.v.s. någon typ av biologiskt reaktionsfilter.
- När det gäller metallerna gäller det att hitta filtermaterial som filtrerar bort de farliga metallerna men släpper igenom metaller som t.ex. natrium, kalium, mangan och magnesium.
- Någon typ av naturlig förbehandling bör eftersträvas. Genom t.ex. luftning med vattensprång och sedimentering i dammar kan en del föroreningar fastläggas som sediment.

6 OLIKA TYPER AV FILTER OCH SORBENTER

6.1 Filtertyper

Filter kan grovt indelas i tre typer: (Larsson et al, 2007)

- Partikelfilter
- Sorptionsfilter
- Reaktiva filter

Partikelfilter avskiljer, som namnet anger, fasta partiklar. De är således lämpliga när föroreningarna är partikelbundna.

Gränsdragningen mellan sorptionsfilter och reaktiva filter är inte klar. Ibland används begreppen synonymt. I den här rapporten menas med reaktiva filter där föroreningar bryts ned biologiskt eller kemiskt eller kemiskt omvandlas till en annan förening.

Tabell 4. Exempel på lämplig filtertyp för några olika typer av föroreningar.
(efter Larsson et al, 2007)

FILTERTYP	FÖRORENINGSTYP
Partikelfilter	Många svårslösliga och därmed svårnedbrytbara organiska ämnen som PAH-er, PCB, dioxiner Metaller som Pb och i viss mån Cu, Hg
Sorptionsfilter	Lättlösliga organiska ämnen (fenoler, vissa fettsyror, klorerade alifater etc.). Merparten metaller, halvmetaller och andra oorganiska ämnen som t.ex. Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Co, Zn, reduktion av sulfat till svårslösliga sulfider, omvandling av Cr(VI) etc.
Reaktiva filter (”nedbrytningsfilter”)	Flertalet av de vanligast förekommande organiska ämnena i lakvatten. Vanligtvis, ju mer vattenlöslig en organisk förorening är desto snabbare kan den biologiskt brytas ned, och ju kortare uppehållstid behövs i filtret.

Vid samtliga filtertyper finns en rad problem att ta hänsyn till:

- Miljöpåverkan som kan uppkomma om filtrets effekt på lång sikt förändras eller upphör, t.ex. beroende av förändrat pH, redoxpotential m.m.. Finns det risk för att filtret då släpper ifrån sig höga koncentrationer av föroreningar?
- Kornstorlek hos de partiklar som medföljer lakvattnet. Å ena sidan kan filtret vara ämnat att fånga upp partikelbundna föroreningar. Å andra sidan kan partiklar bidra till att sätta igen filtret.
- Beständighet hos filtermaterialet. Organiskt material i filter kan brytas ned varvid filtrets egenskaper förändras
- Biologisk tillväxt i filtret. Lakvatten innehåller organiskt material. Vidare finns det gott om ytor som kan tjänsöra som fästen för bakterier. Å ena sidan kan bakterier hjälpa till att bryta ned föroreningar, å andra sidan kan bakterietillväxten medföra igensättning av filtret.

För sorptionsfilter måste filtrets sorptionsförmåga beaktas. Dessutom kan sorptionsförmågan vara beroende av pH och redoxpotential. De ämnen som sorberar kan också ge upphov till igensättningar.

För reaktiva filter måste man beakta eventuell miljöpåverkan som kan uppkomma av de ämnen som åstadkommer reaktionerna och egenskaperna hos de bildade produkterna (mobilitet, toxicitet, nedbrytbarhet m.m.). Man måste också beakta de fysikaliska och kemiska förändringar i filtret som kan orsakas av att reaktionsstimulerande ämnen lakas ut eller förbrukas.

För att gardera sig mot de osäkerheter som uppkommer till följd av ovanstående problem måste filtren sannolikt överdimensioneras kraftigt.

6.2 Filtermaterial

I de flesta fall är olika filtermaterial testade för enstaka ämnen eller ett fåtal ämnen. Det föreligger få resultat där lakvatten från deponier testats.

Ett antal olika filtermaterial (jonbytare) redovisas av Filipsson och Ekengren (1998). Utvärderingen har gjorts med avsikt att bedöma möjligheter till metallåtervinning ur industriella avloppsvatten, men redovisade värden kan ändå ge en uppfattning om användbarheten för lakvatten från deponier. Några av resultaten redovisas i tabell 5.

Tabell 5. Data för några filtermaterial. (efter Filipsson och Ekengren 1998)

Material	Teoretisk kapacitet (ekv/kg)	Teoretisk kapacitet för zink (g/kg)	Praktisk kapacitet för zink g/kg	Pris enl praktisk kapacitet för zink (kr per kg zink)
Jonbytare av plast, starkt sur	6	390	110	270
Jonbytare av plast, svagt sur	12	780	> 13	< 9000
Jonbytare av plast, kelat	6	390	45	1300
Stärkelse	1	65	5	1000
Cellulosa	1	65	5	< 1000
Viskos	3		3 (Vid låg jämviktskoncentration)	< 600 (vid en bedömd praktisk kapacitet av 50 g/kg)
Bark	0,4	26	12	1200
Lignosulfonat	1–2	65–430	35	280
Torv	0,5–1	30–65	15	100
Lecakulor	> 0,5	> 30	4	125
Zeoliter	0,5	30	4	1000

Olika filtermaterial kan ha olika selektivitet. Selektiviteten hos de vanligaste jonbytarna, d.v.s. de som används i avhärdnings- och avsaltningfilter, har generellt sett större selektivitet för tvåvärda joner än envärda. Detta utnyttjar man genom att utrusta katjonbytare med natrium- eller vätejoner och anjonbytare med klorid- eller hydroxidjoner. Därefter låter man katjonbytarna byta ut de envärda jonerna mot vattnets innehåll av kalcium eller tvåvärda metalljoner, och anjonbytarna byta de envärda anjonerna mot exempelvis sulfatjoner.

Om jonerna har samma laddning gäller oftast att jonbytarna har större selektivitet för stora joner än för mindre. Det innebär svårigheter att hitta billiga jonbytare som fastlägger t.ex. klorid.

Selektiviteten innebär således möjligheter att fånga tvåvärda metalljoner medan envärda kan passera filtret. Detta är av stor betydelse. Det framgår av tabell 3 att det skulle innebära stora svårigheter om filtrets kapacitet togs i anspråk av natrium- och kaliumjoner. Sannolikt är problemen stora nog med tvåvärda joner som kalcium, mangan, magnesium och järn.

Bestämning av jonbytnas selektivitet för vissa joner är oftast utförda i enkomponentsystem. Då system består av två eller flera komponenter ändras oftast selektiviteten inbördes. Detta innebär att det oftast är svårt att på förhand kunna uttala sig om förväntade restkoncentrationer för vissa joner eller om jonbytnas kapacitet för dessa (Filipsson och Ekengren, 1998). Med tanke på att lakvatten snarast kan betecknas som ett multikomponentsystem är det uppenbart att praktiska försök alltid måste utföras för det lakvatten filtret är avsett för.

7 SLUTSATSER

7.1 Generella krav på skyddsnivå

En tolkning behövs av lagens krav på att ett alternativt omhändertagande av lakvatten inte får ge större föroreningar till mark eller vatten än om det passerat en geologisk barriär. Det är orimligt att kräva att föroreningen skulle vara noll under de första 50 respektive 200 åren. En tolkning skulle kunna vara att maximala koncentrationer av föroreningar inte får vara större än de som efter lång tid skulle uppnås efter passagen genom en geologisk barriär.

Sådana koncentrationer skulle översiktligt kunna beräknas med någon datormodell för föroreningstransport, t.ex. Landsim.

Ytterligare studier skulle behövas för att ta reda på olika jordars och lerors Kd-värden och sorptionkapaciteter.

7.2 Förväntade vattenmängder

Infiltrationen i deponin bedöms kunna begränsas till de 5 och 50 liter per kvadratmeter och år som föreskrivs för deponier för icke-farligt avfall respektive deponier för farligt avfall. Ytterligare vatten kan behöva tas omhand om det sker ett inflöde av grundvatten till deponin. I regel bedöms dock en del av infiltrationen passera den naturliga barriären. Endast en del av infiltrationen behöver då tas omhand.

7.3 Ämnen som bör prioriteras

En jämförelse har gjorts mellan föroreningsinnehållet i lakvatten och olika miljökvalitets-kriterier. Härvid måste man hålla i minnet att endast en bråkdel av alla tänkbara föroreningar har analyserats och att det finns miljökvalitetskriterier för ännu färre. Vidare får inte jämförelserna tolkas så att det är riskfritt att släppa ut lakvatten som underskrider kriterierna. Jämförelserna görs för att visa vilka ämnen eller grupper om ämnen som är mest angelägna att ta hand om. Jämförelsen indikerar att följande ämnen bör prioriteras:

- Kväve
- Monocykliska kolväten
- Vissa ftalater och klorbensener
- Metaller

Vid nya deponier bedöms kvävemängderna bli låga. Under flera årtionden framöver bedöms dock kväveföroreningar utgöra det mest påtagliga problemet med lakvatten. Redan befintliga upplag kommer att användas under lång tid.

7.4 Problematiska föroreningar

Generellt sett är det svårare att hitta goda filter för negativa joner än för positiva och det är svårare ju mindre jonen är. Kloridjonen är en liten negativt laddad jon som förekommer i stora mängder i lakvatten och kan innebära toxiska effekter i sötvattenmiljöer. Överslagsberäkningar visar att behovet av filtermaterial blir orimligt stort samtidigt som kostnaden för ett sådant material bedöms vara mycket hög. Därför får problem med föroreningar med klorider lösas genom utspädning. Det innebär att deponier bör lokaliseras vid recipienter som tål klorider, t.ex. vid havet eller större vattendrag.

Man bör notera att inte heller en ordinär geologisk barriär löser problemen med klorider eftersom den lättlösliga kloridjonen inte fastläggs annat än marginellt i jord. Klorid bör inte prioriteras i det fortsatta arbetet med passiva filter för deponier.

En annan problematisk förorening är kväve som vanligen förekommer som ammonium i lakvatten. Problemet är främst den stora mängd som ammonium förekommer i. De våtmarker, översilningsytor, rotzonsanläggningar och odlingar av energigrödor som idag används för att reducera kvävehalterna kan sägas utgöra olika typer av filter. Utvecklingen av dessa tekniker bör fortsätta. Främst bedöms att tekniker som minskar arealbehov och underhåll behöver utvecklas.

7.5 Vilka storleksordningar på filter behövs

Grova överslagsberäkningar utgående från uppmätta medelhalter i lakvatten visar att en 10 hektar stor deponi där 10 procent av infiltrerat vatten behöver tas omhand kräver följande storleksordning på filter.

Tabell 6. Mycket grovt uppskattade filterstorlekar.

Föroreningar som behöver tas omhand (Deponiyta 10 ha. Andel lakvatten som behöver filtreras = 10 %. Filterkapacitet 1 % av vikten.)	Mycket grovt uppskattad filterstorlek
Endast giftiga metaller, aromater, ftalater och monocykliska kolväten	1 ton
Giftiga metaller samt kalcium, järn, magnesium och mangan	1000 ton
Endast kväve	2 000 ton
Endast klorider	10 000 ton
Alla typer av föroreningar	25 000 ton

Filterstorlekarna kan bli betydligt större om större mängd lakvatten behöver tas omhand, om föroreningshalterna är högre eller om filterkapaciteten är lägre.

7.6 Långsiktig funktion

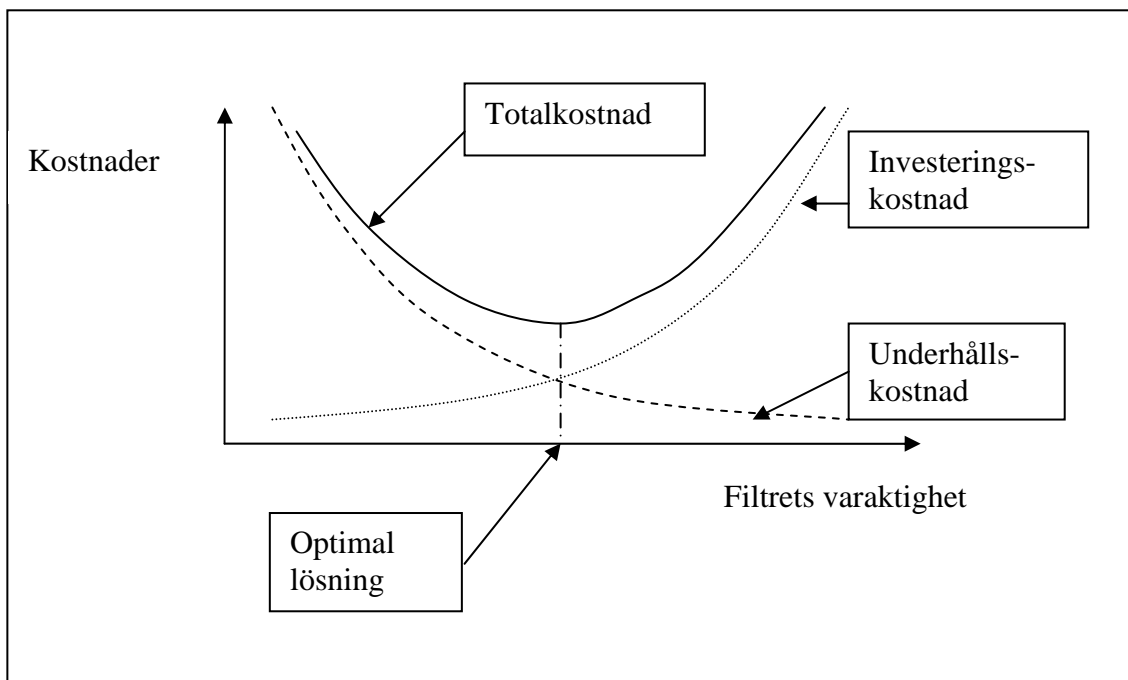
Det är orimligt att förvänta sig att passiva filter kan fungera i ett tusenårsperspektiv utan underhåll. Problem med igensättning, kanalbildning och vegetation är redan i perspektivet några år vanliga för markbäddar och filter i lakvattensammanhang. Det är mera realistiskt att utveckla tekniken mot att minimera underhållet snarare än att åstadkomma ett helt underhållsfritt system. Olika åtgärder som sannolikt måste tillåtas, om än i mindre omfattning, är pumpning och byte av filtermaterial och skötsel av vegetation.

7.7 Förbehandling

För att filterstorlekarna skall bli rimliga bedöms förbehandling behövas. Den kan t.ex. bestå av naturlig luftning och sedimentering i dammar. Även möjligheterna till förbehandling av avfallet bör beaktas. Det kan t.ex. ske i form av ursköljning av föroreningar under deponins driftfas för att minska behovet av filter i den passiva fasen. En annan möjlighet är att blanda olika avfall eller att blanda avfallet med sorberande material redan då det deponeras så att utlakningen minskar.

Kostnaderna för ett ”tusenårsfilter” bedöms således inte vara rimliga. Å andra sidan får inte kostnaderna för underhållet av filtersystemet bli orimligt stora. Det är angeläget att finna vilken

blandning av långtidsdesign och underhåll som är optimal. Principen för en traditionell kostnadsoptimering framgår av figur 1.



Figur 1. Traditionell optimering av kostnadseffektivitet.

8 FÖRSLAG TILL FORTSATT UTVECKLING

För att utveckla sorptionsfilter för deponier bedöms följande projekt vara intressanta:

- Sammanställning av erfarenheter av filtrering av lakvatten vid befintliga anläggningar.
- Beräkning av föroreningstransport och utspädningsfaktorer för en ordinär geologisk barriär
- Sammanställning och eventuella analyser av olika jordars sorptionskapacitet
- Sammanställning och eventuella analyser av olika jordars Kd-värden
- Fortsatt uppföljning av lakvattnets beskaffenhet för nya deponier med lågt innehåll av organiskt material
- Undersökning av möjligheten att mixa avfall med sorbenter redan vid deponeringen
- Undersökning av möjligheter att tillsätta sorbenter till materialet i en konstgjord geologisk barriär
- Sammanställning och eventuell analys av sorbenters selektivitet med avseende på prioriterade ämnen
- Sammanställning av effektiviteten av olika förbehandlingsåtgärder
- Optimera varaktigheten för filter ekonomiskt och miljömässigt
- Praktiska försök med olika filtermaterial

9 REFERENSER

- CCME (2007).** Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, summary table, Update 7.0, September 2007. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCREM (1987).** Canadian Water Quality Guidelines, Canadian Council of Resource and Environment Ministers.
- Filipsson, S. och Ekengren, Ö. (1998).** Kretsloppsanpassad återvinning av metaller ur industriella avloppsvatten, IVL, Svenska miljöinstitutet AB, rapport B-1311.
- Junestedt, C., Ek, M., Soliom, P., Palm, A., Öhman, C. och Cerne, O. (2004).** Karaktärisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten. RVF:s Utvecklingsatsning för deponering, Rapport nr 3.
- Kemakta (2006).** Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer. Kemakta AR 2005-31.
- Lagerkvist, A (Ed.) (2003).** Landfill Technology. Luleå University of Technology, Technical Report 2003:15.
- Larsson, L., Rogbeck, J. och Håkansson, K. (2007).** Passiva filterbarriärer – Vägledning, Statens geotekniska institut, Varia 586, Linköping.
- Molander, L. (2000).** Metoder för lakvattenbehandling, RVF:s utvecklingsatsning för Deponering, Rapport nr 6.
- Naturvårdsverket och SPI (1998).** Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, NV rapport 4889.
- Naturvårdsverket (1999).** Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. NV Rapport 4918.
- Naturvårdsverket (2004).** Naturvårdsverkets författningssamling 2004:10.
- Naturvårdsverket (2007).** Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen, internremiss, arbetsmaterial 2007-06-08.
- Renova (2007).** Miljörapport 2006 för Fläskebo avfallsanläggning.
- RIVM (2001).** Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Report 711701 023. Rijksintituut voor Volksgezondheid en Milieu (National Intitute of Public Healt and the Environment).
- RVF (2004).** Avfallsanläggningar med deponering. Statistik 2003. RVF rapport 2004:13.
- SFS 2001:512.** Förordning om deponering av avfall.
- SLV (2005).** Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30. Innehåller ändringar tom SLVFS 2005:10.

Svensk avfallshantering (2007). Avfall Sverige.

US EPA (2006). National Recommended Water Quality Criteria, US EPA, Office of water, Office of science and Technology.

WHO (2004). Guidelines for drinking water quality, 3rd edition. Volyme 1. Recommendations. World Health Organisation, Geneva.

Öman, C., Malmberg, M. och Wolf-Watts, C. (2000). Handbok för lakvattenbedömning. RVF Rapport 00:7 och IVL rapport B-1354.

(2006/118/EG). Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/118/EG av den 12 december 2006 om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring.

Bilaga 1

Tabell över lakvattnets innehåll och miljö kvalitetskriterier

Kolumn	Förklaring
1	Analys
2	Enhet
3	Maximalt uppmätt värde (Öman m.fl. 2000)
4	Medelvärde (Öman m.fl. 2000)
5	Medelvärde för Fläskebo avfallsanläggning 2006 (Renova 2007)
6	Miljö kvalitetskriterier för grundvatten vid beräkning av platsspecifika riktvärden för förorenad mark.
7	Miljö kvalitetskriterier för ytvatten vid beräkning av platsspecifika riktvärden för förorenad mark
8	Miljö kvalitetskriterier enligt US EPA
9	Miljö kvalitetskriterier enligt CCMM (Kanada)
10	Minsta värde av kolumnerna 6-9
11	Maxvärde enligt Öman m.fl. dividerat med lägsta miljö kvalitetskriterium enligt kolumn 10
12	Medelvärde enligt Öman m.fl. dividerat med lägsta miljö kvalitetskriterium enligt kolumn 10

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö-vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö-kvalitet	Max/min	Medel /min
Allmän karaktärisering											
pH (labb)		8,5	7,5	7,9							
Konduktivitet	mS/m	2730	1210	265							
Temp vatten	c	25	16								
Temp luft	c	14	4								
Suspenderat material	mg/l	210	53	6,1							
Glödningsresr	mg/l	160	41								
BOD(7)	mg O2/l	110	28	5,7							
COD (Cr)	mg O2/l	1300	760								
BOD/COD		0,14	0,04								
TOC	mg/l	490	260	27,3							
DOC (0,45 um)	mg/l	460	250	20							
POC	mg/l	20	10								
DOC/TOC	%	100	95								
POC/TOC	%	36	8,1								
Salinitet	promille	19	8,3								
Klorid (Cl-)	mg/l	4900	1730	267							
Sulfat	mg/l	460	180	796							
Fluorid	mg/l	12	11	0,1							
Vätekarbonat	mg/l	5100	2800								
Ammonium N	mg/l	870	370	0,3							
Kjeldahl N	mg/l	860	370								
Nitrit+nitrat N	mg/l	35	6,7	1							
N Totalt	mg/l	860	360	3							
N Ammonium / N tot	%	110	82								
P-fosfat	mg/l	3,5	1,1								
P Totalt	mg/l	4	1,3	0,1							

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö-vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö-kvalitet	Max/min	Medel /min
Organiska summaparametrar											
Opolära alifater	mg/l	<									
Totalt extraherbara alifatermg/l	mg/l	5,4	1,6								
Totalt extraherbara aromater	mg/l	0,4	0								
EGOM	mg/l	10	2,2								
EOX	mg/l	0,03	0,009								
Organiska föreningar											
Flyktiga klorerade kolväten	mg/l										
Diklormetan	mg/l	0,0011	0		0,01	0,02		0,0981	0,01	0,1	0,0
1,1-Diklormetan	mg/l	0,004	0,0002								
1,2-Diklormetan	mg/l	0	0								
trans-1,2-Diklormetan	mg/l	0,0006	0								
cis-1,2-Diklormetan	mg/l	0,02	0,0008								
1,2-Diklorpropan	mg/l	0,02	0,0011								
Triklormetan	mg/l	0,0006	0		0,025	0,0025		0,0018	0,0018	0,3	0,0
Tetraklormetan	mg/l	0,0095	0,0003					0,0133	0,0133	0,7	0,0
1,1,1-trikloreten	mg/l	<			1	0,01			0,01		
1,1,2-trikloreten	mg/l	<									
Trikloreten	mg/l	0,0013	0		0,005	0,01			0,005	0,3	0,0
Tetrakloreten	mg/l	<			0,005	0,01			0,005		

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö- vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvär- de miljö- kvalitet	Max/ min	Medel /min
Monocykliska kolväten											
Bensen	mg/l	0,024	0,0017		0,0005	0,01		0,37	0,0005	48,0	3,4
Toluen	mg/l	0,59	0,024		0,35	0,01		0,002	0,002	295,0	12,0
Etylbensen	mg/l	0,28	0,012		0,15	0,01		0,09	0,01	28,0	1,2
Summa Xylener	mg/l	0,17	0,014		0,25	0,01			0,01	17,0	1,4
Summa aromater	mg/l	0,19	0,016								
Fenol, Kresol, Alkylfenol											
Fenol	mg/l	<			0,1	0,01			0,01		
Kresol	mg/l	0,012	0,0007		0,1	0,01			0,01	1,2	0,1
Summa ytterligare alkylfenoler	mg/l	0,3	0,0047								

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö- vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö- kvalitet	Max/ min	Medel /min
Polycykliska kolväten											
Naftalen	mg/l	0,033	0,0022					0,0011	0,0011	30,0	2,0
Acenaftylen	mg/l	0,0018	0,0001								
Acenaften	mg/l	0,0013	0,00026								
Fluoren	mg/l	0,0025	0,00039					0,003	0,003	0,8	0,1
Fenantren	mg/l	0,0027	0,00052								
Antracen	mg/l	0,0003	0,00004								
Fluoranten	mg/l	0,00087	0,00009					0,00004	0,00004	21,8	2,3
Pyren	mg/l	0,0005	0,00005					0,000025	0,000025	20,0	2,0
Bens(a)antracen	mg/l	0,00007	0					0,000018	0,000018	3,9	0,0
Kysen	mg/l	0,00008	0,00001								
Bens(b)fluoranten	mg/l	0,00015	0,00001								
Bens(k)fluoranten	mg/l	0,00005	0								
Bens(a)pyren	mg/l	0,00007	0,00001					0,000015	0,000015	4,7	0,7
Dibenso(ah)antracen	mg/l	<									
Benso(ghi)perylen	mg/l	0,00009	0,00001								
Indeno(123cd)pyren	mg/l	0,00003	0								
summa 16 PAH	mg/l	0,011	0,0029								

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö- vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö- kvalitet	Max/ min	Medel /min
Ftalater											
Dimetyftalat	mg/l	<									
Dietyftalat	mg/l	0,005	0,001								
Di-n-propylftalat	mg/l	<									
Di-isobutylftalat	mg/l	0,003	0,0003								
Di-n-butylftalat	mg/l	0,004	0,0002								
Di-pentylftalat	mg/l	<									
Butylbensylftalat	mg/l	0,003	0,0002								
Di(2-etylhexyl)ftalat	mg/l	0,1	0,011								
Di-cyklohexylftalat	mg/l	<									
Klorbensener											
Monoklorbensen	mg/l	0,0083	0,00051		0,15	0,0003		0,0013	0,0003	27,7	1,7
1,2-Diklorbensen	mg/l	0,0015	0,00016		0,5	0,0003		0,0007	0,0003	5,0	0,5
1,3-Diklorbensen	mg/l	0,0002	0,00003					0,15	0,15	0,0	0,0
1,4-Diklorbensen	mg/l	0,0046	0,00041		0,15	0,0003		0,026	0,0003	15,3	1,4
1,2,3-Triklorbensen	mg/l	0,00006	0					0,008	0,008	0,0	0,0
1,2,4-Triklorbensen	mg/l	0,00008	0,00001		0,01	0,0004		0,024	0,0004	0,2	0,0
1,3,5-Triklorbensen	mg/l	0,00006	0								
1,2,3,4-Tetraklorbensen	mg/l	<						0,0018	0,0018		0,0
1,2,3,5-Tetraklorbensen	mg/l	<									
1,2,4,5-Tetraklorbensen	mg/l	<			0,0003	0,0004			0,0003		0,0
Pentaklorbensen	mg/l	<			0,002	0,000007		0,006	0,000007		0,0
Hexaklorbensen	mg/l	<			0,0005	0,00001			0,00001		0,0
Summa klorbensener	mg/l	0,0039	0,00079		0,15	0,0003			0,0003	13,0	2,6

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö- vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö- kvalitet	Max/ min	Medel /min
Klorfenoler											
2-Monoklorfenol	mg/l	<			0,015	0,0006			0,0006		0,0
3-Monoklorfenol	mg/l	0,0096	0,00057								
4-Monoklorfenol	mg/l	<									
2,6-Diklorfenol	mg/l	0,0008	0,00005								
2,4+2,5-Diklorfenol	mg/l	0,0016	0,0002								
2,3-Diklorfenol	mg/l	0,00001	0								
3,4-Diklorfenol	mg/l	0,0043	0,00028								
3,5-Diklorfenol	mg/l	0,023	0,0013								
2,4,6-Triklorfenol	mg/l	0,00008	0,00002		0,02	0,0002			0,0002	0,4	0,1
2,3,6-Triklorfenol	mg/l	0,00002	0								
2,3,5-Triklorfenol	mg/l	0,00003	0,00001								
1,4,5-Triklorfenol	mg/l	0,0022	0,00014								
2,3,4-Triklorfenol	mg/l	<									
3,4,5-Triklorfenol	mg/l	0,0012	0,00008								
2,3,4,5-Tetraklorfenol	mg/l	0,00001	0								
2,3,4,6-Tetraklorfenol	mg/l	0,00004	0								
2,3,5,6-Tetraklorfenol	mg/l	0,00001	0								
Pentaklorfenol	mg/l	0,00095	0,00007				0,015		0,015	0,1	0,0
Summa klorfenoler	mg/l	0,043	0,0029								

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grund- vat- ten (3)	Sjö- vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö- kvalitet	Max/ min	Medel /min
Bekämpningsmedel, Fenoxisyror											
2,2-D	mg/l	0,0004	0								
MCPA	mg/l	0,0039	0,0004								
MCPD	mg/l	0,054	0,0086								
2,4,5-T	mg/l	0,0029	0,0002								
2,4-DP	mg/l	0,0081	0,0014								
2,4,5-TP	mg/l	<									
MCPB	mg/l	<									
2,4-DB	mg/l	<									
Alkoholer, lösningsmedel											
Metanol	mg/l	1									
t-Butanol	mg/l	0,2									
Nonylfenol		<					0,0066		0,0066		0,0
PCB	mg/l										
Klorerade dioxiner och dibensofuraner	pg/l	<									
Bekämpningsmedel, klorerade	mg/l	<									
Acetater		<									

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö- vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö- kvalitet	Max/ min	Medel /min
Metallorganiska föreningar											
Dibutylten	mg/l	0,00003	0,00001								
Tributylten	mg/l	0,00002	0					0,000008	0,000008	2,5	0,0
Dicyklohexylten	mg/l	<									
Difenylten	mg/l	<									
Tricyklohexylten	mg/l	<									
Trifenylten	mg/l	<									
Organiskt kvicksilver											
Metylkvicksilver	ng	0,48	0,23								
Metaller och grundämnen											
Ca	mg/l	340	110	315							
Fe	mg/l	43	7,2	0,5			1				
K	mg/l	3500	410	69,3							
Mg	mg/l	83	42	29,8							
Na	mg/l	1730	480	230							
S	mg/l	750	74								
Al	mg/l	0,58	0,2	0,28							
As	mg/l	0,011	0,0038	0,005	0,005	0,0003	0,15	0,005	0,0003	36,7	12,7
Ba	mg/l	1,37	0,29	0,033	0,35	0,01			0,01	137,0	29,0
Cd	mg/l	0,0014	0,0003	0,0006	0,0015	0,00002	0,00025	0,00017	0,00002	70,0	15,0
Co	mg/l	0,021	0,0078	0,0039	0,005	0,0002			0,0002	105,0	39,0
Cr	mg/l	0,045	0,017	0,0079	0,025	0,0003			0,0003	150,0	56,7
Cu	mg/l	0,08	0,022	0,073	0,05	0,001	0,009	0,002	0,001	80,0	22,0

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Analys	Enhet	Max (1)	Medel(1)	Fläskebo medel 2006 (2)	Grundvat-ten (3)	Sjö- vatten (3)	US EPA CCC (4)	KANAD A (5)	Minvärde miljö- kvalitet	Max/ min	Medel /min
Hg	mg/l	0,00001	0,000029		0,0005	0,000005	0,00077		0,000005	2,0	5,8
Mn	mg/l	5200	1,26	0,53							
Ni	mg/l	0,091	0,03	0,053	0,01	0,001	0		0		
Pb	mg/l	0,015	0,0049	0,0022	0,005	0,0005	0,052		0,0005	30,0	9,8
Zn	mg/l	0,34	0,063	0,27	0,1	0,004		0,03	0,004	85,0	15,8
Ag	mg/l	0,00011	0,000055		0,05	0,000015	0,0032	0,0001	0,000015	7,3	3,7
Bi	mg/l	0,000012	5,4E-06								
Ga	mg/l	0,00012	0,000056								
Ge	mg/l	0,00034	0,2								
In	mg/l	0,000061	0,000016								
Li	mg/l	0,622	0,217								
Pd	mg/l	0,00017	0,00007								
Pt	mg/l	0,000018	5,6E-06								
Rb	mg/l	0,92	0,33								
Rh	mg/l	0,000034	0,000011								
Sb	mg/l	0,0017	0,00074		0,0025	0,00005			0,00005	34,0	14,8
Se	mg/l	0,11	0,036				0,005	0,001	0,001	110,0	36,0
Te	mg/l	0,00005	0,000035								
Tl	mg/l	0,00009	0,00004								
	(1)	Öman m.fl. 2000									
	(2)	Renova 2007									
	(3)	Naturvårdsverket 2007									
	(4)	US EPA 2006									
	(5)	CCMM 2007									



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se