

## Hälso- och miljörisker vid deponering av avfall som lakar höga halter av klorid och sulfat

– En förstudie

EBBA ÅKERLUND  
EBBA WADSTEIN  
HÅKAN ROSQVIST  
PAUL FROGNER KOCKUM





**STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT**  
**SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE**

Varia **564**

**Hälso- och miljörisker vid deponering  
av avfall som lakar höga halter av  
klorid och sulfat**

– En förstudie

EBBA ÅKERLUND  
EBBA WADSTEIN  
HÅKAN ROSQVIST  
PAUL FROGNER KOCKUM

<b>Varia</b>	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI – Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: <a href="mailto:info@swedgeo.se">info@swedgeo.se</a> Internet: <a href="http://www.swedgeo.se">www.swedgeo.se</a>
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--06/564--SE
Dnr SGI	2-0511-0733

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Sammanfattning</b> .....	5
1.1	Grunder för dispens .....	5
1.2	Hälso- och miljöeffekter .....	5
1.3	Riskbedömning .....	6
1.4	Utlakningshastigheter .....	6
<b>2</b>	<b>Bakgrund</b> .....	7
<b>3</b>	<b>Syfte</b> .....	8
<b>4</b>	<b>Hälso- och miljöeffekter av förhöjda halter av klorid och sulfat i lakvatten</b> .....	9
4.1	Klorid .....	9
4.1.1	Förekomst och användning .....	9
4.1.2	Miljö- och hälsoproblem .....	10
4.2	Sulfat .....	12
4.2.1	Förekomst och användning .....	13
4.2.2	Hälso- och miljöproblem .....	14
4.3	Klorid och sulfats inverkan på deponikonstruktioner .....	15
4.4	Klorid och sulfat i lakvatten .....	17
<b>5</b>	<b>TAC-modellen</b> .....	18
5.1	Bakgrund .....	18
5.2	Bedömning av föroreningsbelastning i nio steg enligt TAC-modellen .....	18
5.2.1	Val av målpunkter (POC:s) .....	19
5.2.2	Val och specificering av deponiscenario .....	19
5.2.3	Val och specifikation av miljöscenario .....	20
5.2.4	Beskrivning av källan för en potentiell förorening .....	20
5.2.5	Beskrivning av föroreningsens förflyttning från deponin till POC .....	22
5.2.6	Val och set-up av den matematiska modellen som beskriver föroreningsens förflyttning från deponin till POC .....	22
5.2.7	Genomförande av ”framlänges” modellberäkning för att bestämma utspädningsfaktor .....	23
5.2.8	Tillämpning av modellresultat för att sätta kriterier (”baklänges” beräkning från POC till källan/deponin) .....	23
5.2.9	Transformerering av källterm kriterier till gränsvärden som korresponderar mot specifika L/S-värden .....	23
5.3	TAC-modellen – Beräkningsexempel .....	23
5.3.1	Deponi för inert avfall .....	24
5.3.2	TAC-modell för danska förhållanden; TAC <sub>DK</sub> -modell .....	25
5.3.3	Exempel med tillämpning av 3 ggr mottagningskriterier för inert deponi enligt TAC-modellen .....	26
5.4	Diskussion .....	27

<b>6</b>	<b>Lakthastighet i förhållande till deponins geometri, infiltration etc</b> .....	29
6.1	Beräkning.....	29
6.2	Lakdata från avfall .....	30
6.3	L/S-förhållande som tid för några olika deponiscenarier. ....	34
6.3.1	Utlakning i driftsfas för deponin som inte är täckt .....	35
6.3.2	Utlakning från en täckt deponi .....	38
6.4	Slutsatser .....	41
<b>7</b>	<b>Klorid och sulfat i kritiska avfall</b> .....	42
7.1	Avfall som inte klarar gränserna för att få deponeras på deponi för farligt avfall.....	42
7.2	Hur uppträder klorid och sulfat i askor och rökgasrening produkter .....	43
<b>8</b>	<b>Slutsatser</b> .....	44
8.1	Hälsa- och miljöeffekter .....	44
8.2	Riskbedömning som underlag för dispensansökan .....	44
<b>9</b>	<b>Förslag till fortsatt arbete</b> .....	46
9.1	Miljö- och hälsoeffekter .....	46
9.2	Riskbedömning .....	46
<b>10</b>	<b>Referenser</b> .....	47
	<b>Bilaga 1</b>	
	Underlagsdata till diagram i kapitel 6 .....	51

# 1 SAMMANFATTNING

## 1.1 Grunder för dispens

I Naturvårdsverkets föreskrifter om mottagning av avfall vid deponier (NFS 2004:10) ges möjligheter för en tillsynsmyndighet att lämna dispens för högre halter än de som anges som haltgränser med upp till tre gånger högsta tillåtna halt för vissa ämnen.

Dispens får medges endast under förutsättning att det är visat att ett högre gränsvärde inte medför någon ytterligare risk för människors hälsa eller miljön. Vid bedömningen skall hänsyn tas till deponins beskaffenhet och lokalisering.

För bedömning av om ökad risk för människors hälsa eller miljö föreligger måste en platsspecifik riskbedömning genomföras. TAC-modellen som beskrivs i denna rapport, är en modell som kan användas för detta. Förutom en beräkning enligt denna modell bör också hänsyn tas till vilken typ av recipient som är relevant i det aktuella fallet. TAC-modellen är en modell för beräkning av föroreningars transport i mark och grundvatten. De gränsvärden som finns i Naturvårdsverkets föreskrifter är framräknade med utgångspunkt från att grundvattnet skall ha dricksvattenkvalitet. För andra recipienter än grundvatten råder andra förhållanden. Är recipienten ett ytvattendrag råder helt andra utspädningsförhållanden, d.v.s. mycket större utspädning. I dagsläget finns ingen vedertagen beräkningsmodell för transport av föroreningar från deponi till ytvattendrag.

Föroreningarnas farlighet för den aktuella recipienten bör bedömas. Är recipienten havsvatten eller bräckvatten finns en större tålighet för högre halter av exempelvis klorid och sulfat då de naturliga bakgrundshalterna är högre för dessa ämnen än normerna för dricksvattenkvalitén.

Vad som också är väsentligt vid en platsspecifik bedömning är de deponerade avfallens innehåll i övrigt. Hänsyn bör då också tas till avfall som eventuellt deponerats tidigare inom deponin. Studier indikerar att höga klorid- och sulfathalter kan påverka och påverkas av utlakning av andra ämnen

I en riskbedömning bör det också ingå en bedömning av själva deponin. Dels deponins uppbyggnad men även mängden av föroreningar som lakas ut under deponins aktiva fas och därmed som tas om hand på ett kontrollerat sätt.

## 1.2 Hälsa- och miljöeffekter

Både klorid- och sulfationer är relativt harmlösa i vattenlösning om inte koncentrationen är mycket hög. De gränsvärden som finns för klorid och sulfat i dricksvatten, 100 mg/l (SLVFS 2001:30), är satta utifrån teknisk synvinkel och är alltså ej hälsorelaterade. Båda är livsnödvändiga ämnen som normalt tillförs människan, till stor del genom mat. De kan dock båda två, vid tillräckligt höga koncentrationer, medföra att dricksvatten blir odrickbart (WHO's riktvärde 250 mg/l är satt med utgångspunkt från smakproblem) och att oönskade toxiska ämnen bildas. Höga klorid- och sulfathalter kan också indikera närvaron av material som påverkar omgivningen t.ex. genom att verka försurande eller genom att påskynda utlakning av tungmetaller.

När det gäller effekter av lakvatten på de olika tätskikten i deponin är det framförallt närvaron av katjoner som påverkar lermaterialen. Närvaron av anjoner som klorid och sulfat har mindre betydelse. De kan dock indirekt indikera närvaron av de kritiska katjonerna.

Sammantaget konstateras att det kan finnas risk för negativa effekter förknippade med höga klorid- och sulfathalter i lakvatten. Vid bedömningen av hälso- och miljörisker måste hänsyn framförallt tas till typ av recipient och vad det deponerade avfallet innehåller i övrigt med avseende på metaller och organiskt material.

### 1.3 Riskbedömning

TAC-modellen utvecklades för att etablera acceptanskriterier för olika ämnen i enlighet med bilaga 2 i deponeringsdirektivet (1999/31/EG). Acceptanskriterierna har bestämts genom beräkning av föroreningshalter för ett specificerat spridningsscenario i definierade kontrollpunkter nedströms en deponi. TAC-modellen kan även användas för att göra en platsspecifik riskbedömning vid en deponi. I avsnitt 5.2 beskrivs de parametrar som skall anges för att beskriva ett deponiscenario. En väsentlig del av TAC-modellen är beräkning av föroreningstransport från deponin till kontrollpunkter (POC) nedströms deponin.

Resultaten av en TAC-modellering kan variera avsevärt när t.ex. indata till de numeriska modellerna varieras eller när andra förutsättningar för ett deponiscenario varieras.

När det gäller föroreningstransport är TAC-modellen avsedd för till transport i omättad och mättad zon. Beräkningarna görs enligt gängse teorier för transport av lösta ämnen. TAC-modellen förutsätter vertikal transport genom den omättade zonen och en horisontell transport genom den mättade zonen. I de fall det är aktuellt med förorenings-spridning till ytvattenrecipient måste antaganden om utspädning mellan grundvatten och ytvatten göras. Det finns inga anvisningar för hur detta skulle kunna göras i TAC-modellen. Direktexponering av ytvattenrecipient från deponi är heller inte applicerbart för TAC-modellen.

### 1.4 Utlakningshastigheter

Beroende av nederbörds mängder, avfallens densitet och deponins geometri sker utlakning av klorid och sulfat olika snabbt. Vid maximal infiltration, d.v.s. ingen ytavrinning, låg densitet och avfallet utlagt med liten mäktighet kan uppåt 50 % av den totala halten klorid och sulfat ha lakats ut redan efter något eller några år och 90 % efter 10-30 år.

Vid beräkning av den andra ytterligheten med liten infiltration, högre densitet och större mäktighet kan det ta 1000-tals år innan ämnena har lakat ut.

Dessa beräkningar visar att exponeringen för infiltrerande vatten i speciellt driftsfas har mycket stor betydelse för utlakningshastigheten av klorid och sulfat och därmed deras påverkan på omgivningen.



## 2 BAKGRUND

I och med ikraftträdandet av Naturvårdsverkets föreskrifter om mottagning av avfall vid deponier (Mottagningskriterierna, NFS 2004:10) har förutsättningarna för deponering av framförallt farligt avfall kraftigt förändrats. I rapporten "Kritiska deponiavfall som inte klarar gränserna för att deponeras på deponi för farligt avfall" (SGI 2005) uppskattas det att mellan 230 000 och 300 000 ton avfall riskerar att överskrida gränserna. Detta utgör ca 10 – 15 % av allt avfall i Sverige (exklusive gruvavfall).

I rapporten fastställs vidare att flygaskor från förbränning står för en mycket stor del av detta avfall. Bland de ämnen som är kritiska för överskridande av gränsvärdena när det gäller flygaskor märks framförallt klorid och sulfat. I tabell 2.1 redovisas kriterierna för klorid och sulfat som får tas emot vid de olika deponiklasserna.

Tabell 2.1 Kriterier för utlakning av klorid och sulfat som får tas emot i de olika deponiklasserna (NFS 2004:10).

	$C_0$ (L/S 0,1 l/kg) mg/l	L/S 10 l/kg mg/kg torrsubstans
Kriterier för deponier för inert avfall: ▪ Klorid ▪ Sulfat	460 1500	800 1000(*)
Kriterier för icke-farligt avfall och farligt avfall som deponeras på en deponi eller deponicell för icke-farligt avfall: ▪ Klorid ▪ Sulfat	8500 7000	15000 20000
Kriterier för deponier för farligt avfall: ▪ Klorid ▪ Sulfat	15000 17000	25000 50000

(\*) Om avfallet överskrider dessa gränsvärden för sulfat kan det ändå anses överensstämma med mottagningskriterierna om utlakningen inte överskrider något av följande värden: 1500 mg/l som  $C_0$  där L/S = 0,1 l/kg och 6000 mg/kg där L/S = 10 l/kg. I detta fall är gränsvärdet för torrsubstans för lösta ämnen inte tillämpligt.

Alternativa metoder för att ta hand om avfallen saknas i de flesta fall. Metoder som tvättning och stabilisering har prövats. En stor del av de flygaskor som klassas som farligt avfall exporteras idag till Langöya i Norge eller till saltgruvor i Tyskland.

Enligt Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2005:9) om ändring i föreskrifterna 2004:10 om deponering, kriterier och förfaranden vid mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, får dispens medges för att deponera sådant avfall som överskrider de gränsvärden som anges i 22, 23, 26, 29, 30, 34 och 35 §§. Därvid får upp till tre gånger högre gränsvärden tillåtas. Dispens får medges endast under förutsättning att det är visat att ett högre gränsvärde inte medför någon ytterligare risk för människors hälsa eller miljön. Vid denna bedömning skall hänsyn tas till deponins beskaffenhet och lokalisering och dispens skall avse specificerat avfall. Följaktligen kommer en plats-specifik riskbedömning att ligga till grund för en dispensansökan.

### 3 SYFTE

Syftet med denna förstudie är i första hand att ge Naturvårdsverket och tillsynsmyndigheterna ett underlag för att kunna hantera frågor som rör höga halter av klorid och sulfat i lakvatten från avfall.

För att kunna ge dispens från kraven i mottagningskriterierna (NFS 2004:10) krävs en platsspecifik bedömning. För att göra denna krävs kännedom om de ingående föroreningarnas farlighet, förutsättningarna i deponin, spridningsförutsättningar i mark och grundvatten samt kunskap om recipientens känslighet.

I denna rapport ges en översiktlig beskrivning av hälso- och miljörisker som är förknippade med förhöjda halter av klorid och sulfat. I syfte att beskriva hur deponins beskaffenhet påverkar utlakningen av klorid och sulfat samt att beskriva hur snabbt utlakning kan ske har utlakningsberäkningar utförts för olika scenarier. Utgångspunkt har varit resultat från lakteter av askor och slaggar och de variabler som valts har varit nederbördsmängd, deponins geometri samt densitet på avfallet. Beräkningarna har utförts på en ej täckt deponi (driftsfas) samt på en deponi med sluttäckning (passiv fas).

För att erhålla kännedom om de platsspecifika spridningsförutsättningarna kan TAC-modellen användas. TAC-modellen användes för att ta fram gränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Denna modell redovisas i rapporten tillsammans med de parametrar som påverkar riskbedömning enligt modellen och de begränsningar som finns vid användandet av modellen.

## 4 HÄLSO- OCH MILJÖEFFEKTER AV FÖRHÖJDA HALTER AV KLORID OCH SULFAT I LAKVATTEN

Både klorid- och sulfatjoner är relativt harmlösa i vattenlösning om inte koncentrationen är mycket hög. De gränsvärden som finns för klorid och sulfat i dricksvatten, 100 mg/l (SLVFS 2001:30), är satta utifrån teknisk synvinkel och är alltså ej hälsorelaterade. Båda är livsnödvändiga ämnen som normalt tillförs människan, till stor del genom mat. De kan dock båda två, vid tillräckligt höga koncentrationer, medföra att dricksvatten blir odrickbart (ur smaksynpunkt) och att oönskade toxiska ämnen bildas. De kan också direkt eller indirekt påverka utlakning av andra ämnen från avfallet.

### 4.1 Klorid

Klor är ett grundämne som tillhör gruppen halogener vilket betyder saltbildare. Naturligt förekommer klor bundet i salter. Klor har oxiderande egenskaper och reagerar häftigt med organiskt material. Klorgas,  $\text{Cl}_2$ , är en gröngul gas som är tyngre än luft och är mycket giftigt. Klorgas förekommer inte naturligt. Gasen är för reaktiv för att finnas naturligt i miljön. Klorgas tillverkas genom elektrolys av natriumklorid för användning inom plastindustrin och för desinficering (KEMI 2006).

Kloridjonen är kloratomens negativt laddade jon, d.v.s. en anjon. Positiva metalljoner bildar mer eller mindre lösliga jonbindningar med kloridjonen som t.ex. i natriumklorid (vanligt koksalt). Lösligheten av  $\text{NaCl}$  är större än hos t.ex.  $\text{PbCl}$ . Däremot är lösligheten för  $\text{ZnCl}$  större än för  $\text{NaCl}$  (D Lide, 1999).

Kloridjonen transporteras relativt fritt i marken och deltar i relativt liten utsträckning i kemiska processer jämfört med andra ämnen. Det innebär bl.a. att det är förhöjda kloridhalter man ser vid läckage av lakvatten. Klorid används därför ofta som indikator på lakvattenspridning från deponier.

#### 4.1.1 Förekomst och användning

Natriumklorid förekommer i naturen som mineralet stensalt (bergssalt) eller i form av havssalt. I havsvattnet utgör natriumklorid ca 3 massprocent, vilket motsvarar ca 18000 mg Cl per liter. Stensalt finns utspritt över hela jordens yta. Genom utfällning av havsvatten under tidigare geologiska perioder har stora lager bildats som återfinns i berggrunden.

Klor förekommer allmänt i kretsloppet och återfinns i de flesta typer av askor från förbränning av avfall. Klorider förekommer också i annat avfall så som rester från rökgasrening. Dessa restprodukter deponeras i deponier för farligt avfall eller icke farligt avfall.

Det finns olika källor till salter som bidrar till att klorid naturligt förekommer i mark och vatten. Dessa källor kan vara atmosfärisk deposition, vittring av mineral, saltvatteninträngning, frysning av saltvatten och relict salt. I "Nationell övervakning av luft- och nederbörds kemi 2000 och 2001" (Svensson 2003) har visats på en markant högre koncentration av klorid i kustområdena, speciellt längs västkusten. I tabell 4.1 ges ungefärliga nivåer på bakgrundshalter av klorid i olika medier.

Tabell 4.1 Naturlig bakgrundskoncentration och jämförvärden för klorid för olika delar av Sverige. Götaland (västkust), Svealand (mellansverige), och Norrland (norra Sverige).

	Nederbörd* (mg/l)	Markvatten* (mg/l)	Grundvatten** (mg/l)	Sjöar och vattendrag*** (mg/l)	Havs-vatten**** (mg/l)	Bräckvatten**** (mg/l)	Dricksvatten SLVFS (2001:30) (mg/l)
Götaland	2,3	10 – >20	16	10–15	20 000	12 000	100
Svealand	0,7	2,5–10	5	1,5			
Norrland	0,3	< 2,5	5	0,5		1 500	

\*Svensson (2003), Lundmark (2005)

\*\*NV (1999)

\*\*Lång m.fl. (2003, 2005)

\*\*\*SLU (2006)

\*\*\*\*NV (2000)

Bakgrundshalterna i tabellen ovan kan ge en indikation på känsligheten i respektive miljö. Kriterierna för dricksvatten, 100 mg/l, överstiger klart naturliga halter i grund- och ytvattendrag medan havs- och bräckvatten har en betydligt större tålighet för kloridjoner.

Salt, NaCl, används framförallt som krydda i mat. Förutom detta används merparten av den importerade och framställda natriumkloriden inom två områden: halkbekämpning av vägar och gator samt framställning av klor och alkali. Det är saltets fryssänkande egenskaper som gjort det användbart vid för snö- och isbekämpning. För vatten innehållande 23 % natriumklorid sänks fryspunkten från 0 °C till som lägst –21 °C.

#### 4.1.2 Miljö- och hälsoproblem

Det huvudsakliga problemet med klorider och kloridutlakning från deponier är risk för höga kloridhalter i närbelägna dricksvattentäkter. Det svenska gränsvärdet för dricksvatten enligt SLVFS (2001:30) är satt till 100 mg/l med utgångspunkt från de korrosiva egenskaperna hos kloridjoner. På metallers yta bildas ett ytskikt bestående av metallen tillsammans med vatten eller hydroxidjoner. Detta skikt förhindrar fortsatt upplösning av metallen. Upplösningen (korrosionen) kan dock fortsätta om t.ex. klorid- eller sulfatjoner finns tillgängliga. Klorid- och sulfatjonerna bildar då komplex i elektrolyten och inget skyddande ytskikt bildas på metallen (Rootzén m.fl 1999).

WHO:s (World Health Organisation) kriterier för dricksvatten, 250 mg/l, anger att halter därutöver kan ge smakproblem. Nedan ges en sammanställning av kriterier och riktvärden för kloridhalter.

Tabell 4.2 Kriterier och riktvärden för kloridhalter i vatten.

Klorid	Jämförvärde (mg/l)	Kommentar (typ av olägenhet)
Gränsvärde för dricksvatten, tjänligt med anmärkning (SLVFS 2001:30)	100	Vattnet bör inte vara ledningsangripande (aggressivt)
WHO dricksvattenkriterie 1984 (Guidelines for Drinking-Water Quality)	250	Kan ge smakproblem
Riktlinjer för avloppsvatten (8 kommuner i Sverige)	2500	Materialsador
Gränsvärde vid deponi för farligt avfall vid C <sub>0</sub> (L/S 0,1)	15000	Utlakning – dricksvattenkvalité i närliggande brunnar
Gränsvärde vid deponi för inert avfall, C <sub>0</sub> -halt	460	Utlakning – dricksvattenkvalité i närliggande brunnar

Vid en jämförelse med tabell 4.1 ovan kan åter konstateras att alla dessa halter klart överstiger de halter som förekommer naturligt i yt- och grundvatten. Växtlighet och den akvatiska miljön är i varierande grad känslig för förhöjda salthalter (NaCl), beroende på utgångsläget. Växternas rötter innehåller membran som släpper genom vatten men stoppar salt. Ju högre salthalt desto svårare har membranet att ta upp vattnet. I extremt höga halter kan vatten t.o.m. sugas ut ur roten och på så sätt orsaka uttorkning. Höga salthalter kan också påverka strukturen i jorden och orsaka kompaktering. Även det orsakar svårigheter för växterna att ta upp vatten och näring. För höga saltkoncentrationer orsakar bl.a. skador på blad och barr, försvårar groningen av frö samt orsakar minskad tillväxt och minskad fotosyntes. Dessa problem har konstaterats i samband med bevattning med salthaltigt vatten, i närheten av vägar som saltas vintertid samt i miljöer som utsätts för havs-spray.

Halter som anges som kritiska i bevattningsvatten är:

Saltkänsliga växter: 0 – 570 mg/l salt

Mindre saltkänsliga: 350 – 4 000 mg/l salt

Salttåliga växter: 2 500 – 15 000 mg/l salt

Observera att detta gäller för salt. Om saltet i exemplena ovan antas vara enbart NaCl utgör enbart Cl ca 60 % av dessa halter (Wentworth Shire Council 2006).

Höga saltkoncentrationer i kommunala och enskilda vattentäkter är ett problem och utredningar har visat att användning av vägsalt har bidragit att kvalitén på grundvattnet har försämrats (Bäckman & Folkesson, 1995; Rosén & Lindmark 1998). I Hammarby vattentäkt i Upplands Väsby har t.ex. kloridkoncentrationen ökat från 15 mg/l på 1960-talet innan E4:an byggdes till 120 mg/l idag. Användningen av vägsalt anses vara en konflikt mot vattenkvalitetsmålet samtidigt som det är en viktig trafiksäkerhetsfråga.

Studier från projekt (Norrström & Jacks 1998) där man studerat hur salt påverkar koncentrationen av tungmetaller intill stora trafikleder har visat att:

- En stor andel av det bly, zink och koppar som förekommer som föroreningar från vägtrafiken förelåg i sådan kemisk form i jorden intill vägen att ämnena kan lakas ut om de utsätts för höga saltkoncentrationer (NaCl), reducerande förhållande eller sjunkande pH. I denna process antas framförallt Na-jonen påverka markförhållandena så att de ackumulerade tungmetallerna kan frigöras för vidare transport.

- Hög Cl-koncentration har visat sig minska adsorptionen av Cd-joner i jorden

Hur och i vilken utsträckning som saltkoncentrationen påverkar metallutlakningen är osäkert men kloridkomplexbildningar antas ha en roll i sammanhanget.

Vissa studier indikerar att klorider kan bilda klororganiska föreningar i miljöer med rätt förutsättningar samt påverka utlakning av metaller. Det saknas dock forskning som beskriver processerna och i vilken omfattning de kan medföra problem. Här nedan beskrivs problemen översiktligt med referenser.

Det finns en hel del kunskap om den naturliga klororganiska cykeln. Samtidigt har det forskats mycket om antropogena utsläpp av klororganiska föreningar i samband med att miljöföroreningar som PCB, dioxin, klorerade kolväten etc upptäckts. Hur de antropogena utsläppen av klororganiska föreningar, den naturliga klororganiska cykeln och kloridutsläpp samverkar är dock dåligt undersökt. Professor Gunilla Öberg på Linköpings universitet beskriver frågan på följande sätt:

”Vid nedbrytning av organiskt material i mark bildas organiskt bundna klorföreningar. En mycket stor del av saltet som tillförs mark via regn deltar i detta kretslopp. Processen förekommer allmänt i mark och det är troligt att den även förekommer i deponier. Klorid är till viss del begränsande för den naturliga bildningen av organiska klorföreningar. Den största delen av det organiska klorret är ”klorerad jord”, men man vet att ett antal ekotoxikologiskt relevanta ämnen också bildas (t.ex. kloroform, trikloreten, tetrakloreten) men omfattningen är okänd, liksom inverkan av omgivningsfaktorer på bildningen.”

Mer information och referenser om den naturliga klororganiska cykeln finns i en artikel (Öberg G, 2002) i Applied Microbiological biotechnology.

## 4.2 Sulfat

Svavel är ett grundämne som huvudsakligen är bundet oorganiskt som sulfider eller som sulfater men finns även bundet i bl.a. kol och olja. I svavlets kemi har syretillgången i så kallade redoxprocesser en styrande roll.

Svavlets viktigaste oxidationstal är:

- (-II) sulfidformen,
- (IV), SO<sub>2</sub>; sulfitjonen, SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>;
- (VI), SO<sub>3</sub>; svavelsyra, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> och sulfatjonen, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. I oxiderande miljöer i kontakt med syre är svavelföreningarna H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> och SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> med oxidationstalet (VI) vanligast.

Sulfidmineral oxideras i kontakt med syre och börjar därmed vittra. Vid vittringen frigörs väte- och sulfatjoner, SO<sub>2</sub>, med lakvattnet samt förhöjda halter av metalljoner. Vissa bakterier har stor betydelse och påskyndar denna oxidationsprocess.

Vid förbränning av fossila bränslen bildas svaveldioxid, SO<sub>2</sub>, (g) som även det, tillsammans med syre i atmosfären, bildar försurande svavelsyra i regnvatten.

Svavelsyrans salter kallas sulfater. De flesta sulfater är tämligen lösliga i vatten, med undantag för strontium- och bariumsulfat, som är mycket svårslösliga. Lösligheten hos sulfaterna av de alkaliska jordartsmetallerna minskar med stigande atomnummer. Den vanligaste förekommande sulfaten, gips, är ett fast hydrat av kalcium och sulfat ( $\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$ ). Det löses upp vid kontakt med vatten, varvid det dissocierar i kaliumjoner ( $\text{Ca}^{2+}$ ) och sulfatjoner ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Lösligheten är relativt låg.

I marken är stora mängder svavel bundet i organsikt material och adsorberat till mineral. Den mest stabila formen av svavel är sulfat, vilket är den vanligaste formen av svavel i mark och vatten. Det finns en jämvikt mellan hur mycket sulfater som finns i lösning och hur mycket som är adsorberat till mineralytor. Detta innebär att sulfat kommer att desorberas om sulfatdepositionen minskar. Sulfatkoncentrationen används ofta som indikator på försurning.

#### 4.2.1 Förekomst och användning

Svavlet förekommer huvudsakligen som sulfid- eller sulfatmineral, där pyrit respektive gips är vanligast. Gips bildas idag främst vid hydrotermala system i vulkaniska områden eller som evaporiter i varma områden. Svavel förekommer även i det organiska kretsloppet och är ett önskat ämne i rökgaserna från förbränning av framförallt olja och kol. I kraftverk, värmeverk och annan termisk industri där kalk används för rening av rökgaserna från svavel bildas gips som ett restmaterial. Denna restprodukt deponeras i deponi för farligt avfall eller deponi för icke farligt avfall beroende på vilka andra ämnen som förekommer.

Gips,  $\text{CaSO}_4$  används som industriråvara till t.ex. byggmaterial som gipsskivor. Rivningsavfall kan innehålla en hög andel gips.

Rester från gruvbrytning av sulfidmalm ger sulfidhaltiga avfallsrester som avfallssand (anrikningssand). Direkt gruvavfall är undantagna i deponeringsföreskriften NFS 2004:10 men problemen kan ändå komma att aktualiseras om mark som förorenats av gruvavfall eller liknande skall deponeras.

I tabell 4.3 ges ungefärliga nivåer på naturliga bakgrundshalter av sulfat i olika medier.

Tabell 4.3 *Naturlig bakgrundskoncentration och jämförvärden för sulfat för olika delar av Sverige. Götaland (västkust), Svealand (mellersta Sverige), och Norrland (norra Sverige).*

	Nederbörd* (mg/l)	Nederbörd** (mg/l)	Grundvatten** (mg/l)	Sjöar och vattendrag*** (mg/l)	Havsvatten**** (mg/l)	Bräckvatten**** (mg/l)	Dricksvatten SLVFS (2001:30) (mg/l)
Götaland	0,45	2 – 3	14	15	2 700	1 200	100
Svealand	0,35			5			100
Norrland	0,15		5 – 15	0,01		500	100

\*Halt sulfatsvavel, sulfatjoner från havssalt har räknats bort

\*\*Svensson (2003), Lundmark (2005)

\*\*NV (1999)

\*\*Lång m.fl. (2003, 2005)

\*\*\* SLU (2006)

\*\*\*\*USEPA (2006)

Bakgrundshalterna i tabell 4.3 kan ge en indikation på känsligheten i respektive miljö. Kriterierna för dricksvatten, 100 mg/l, överstiger klart naturliga halter i grund- och ytvattendrag medan havs- och bräckvatten har en betydligt större tålighet för sulfatjoner.

#### 4.2.2 Hälsa- och miljöproblem

De största miljö- och hälsoproblemet med utlakning av vatten med höga sulfathalter från deponier är negativa effekter på dricksvattenkvaliteten i närliggande brunnar. Gränsvärdet för dricksvatten (SLVFS (2001:30)) är satt med utgångspunkt från de korrosiva egenskaperna hos sulfatjoner. Liksom klorid förhindrar sulfatjoner bildandet av ett skyddande ytskikt på metaller som förhindrar fortsatt korrosion av metallen. Nedan ges en sammanställning av kriterier och riktvärden för sulfathalter.

Tabell 4.4 Kriterier och riktvärden för sulfathalter i vatten.

Sulfat	Jämförvärde (mg/l)	Kommentar (typ av olägenhet)
Gränsvärde för dricksvatten, tjänligt med anmärkning (SLVFS 2001:30)	100	Vattnet bör inte vara ledningsangripande (aggressivt)
WHO dricksvatten 2005	500	Anmärkning på tjänlighet pga laxerande inverkan
WHO dricksvatten 1984	400	Anmärkning på tjänlighet pga risk för smakproblem
WHO dricksvatten 1993	250	Anmärkning pga risk för smakproblem samt korrosion.
Riktlinjer för avloppsvatten (8 kommuner i Sverige)	400 (Summa sulfat, sulfid och tiosulfat)	Materialsador
Utlakningsgränsvärde vid deponi för farligt avfall vid $C_0$ (L/S 0,1)	17000	Utlakning – dricksvattenkvalité i närliggande brunnar
Utlakningsgränsvärde vid deponi för inert avfall vid $C_0$ (L/S 0,1)	1500	Utlakning – dricksvattenkvalité i närliggande brunnar

Höga halter sulfat i lakvatten kan indikera att avfallet innehåller sulfidmineral så som t.ex. deponerade jordmassor från ett gruvområde eller kisaska. Vid oxidation av sådant avfall frigörs väte- och sulfatjoner med lakvattnet samt förhöjda halter av metalljoner. Avfallet kommer då att ha en försurande effekt på omgivningen (Håkansson 2002).

Känsligheten för försurande effekter hos den omgivande miljön är beroende på utgångsläget och på omgivningens förmåga att buffra mot sjunkande pH (d.v.s. vilka jord- och bergarter som utgör omgivningen). Växtlighet och den akvatiska miljön är i varierande grad känslig för sjunkande pH. Sjunkande pH kan mobilisera metaller och störa upptaget av näringsämnen hos träd och växter. Sjunkande pH kan också ta död på mikroorganismer som är väsentliga för nedbrytningen.

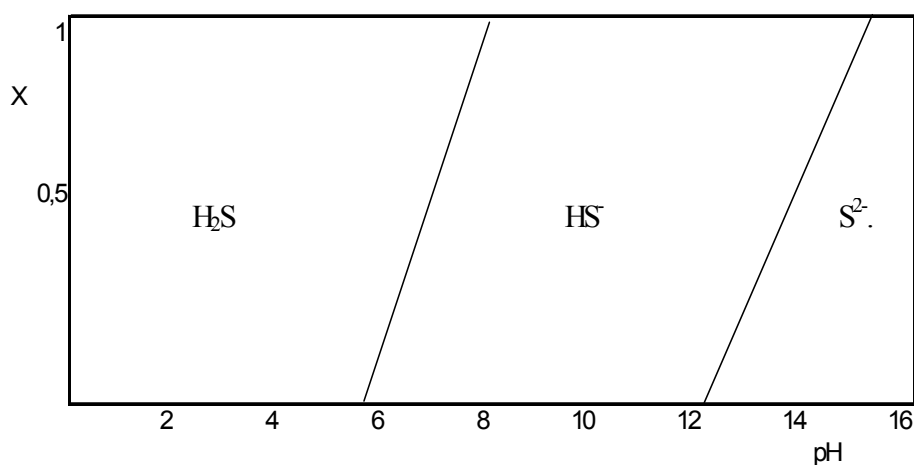
I akvatiska miljöer kan ett sjunkande pH innebära att metaller som aluminium och kvicksilver läcker ut. Vid pH under 5,5 kommer vissa plankton, insekter och skaldjur ta skada och under pH 5 kan vissa fiskarter dö ut.



Sulfaternas uppträdande i deponilakvatten behöver dock inte innebära att deponien verkar försurande på sin omgivning. Deponin kan t ex innehålla gips som läcker sulfatjoner. Detta innebär inte att det som i fallet med vittringen av metallsulfider, involveras en oxidationsprocess i jämviktsreaktion och nedbrytningen av deponimaterialet, som frigör sulfatjoner tillsammans med vätejoner ( $H^+$ ).

Sulfathaltigt material kan utveckla svavelväte om de rätta förutsättningarna finns, d.v.s. tillgång på reducerbart material, fukt och anaeroba förhållanden. I deponiernas syrefattiga miljö reduceras sulfatjonerna mikrobiellt till sulfid. Sulfatreducerande bakterier katalyserar denna reaktion om det finns tillgång till reducerande ämnen som t.ex. organiskt kol eller järn. Reaktionsprodukterna är metallsulfider (t.ex. bly sulfid) eller svavelväte ( $H_2S$ ).

Vätesulfidsystemet är ett jämviktssystem med följande ämnen:  $H_2S$ ,  $HS^-$  och  $S^{2-}$ . Svavelväte är en svag syra och löses delvis i vatten. Upp till ett pH-värde på ca 6 är lösligheten låg och knappast pH-beroende. Ökar pH ökar svavelvätets löslighet. Studier visar att vid samdeponering av gips och organiskt avfall löses ca 6g/l svavelväte vid 5 °C, lösligheten avtar med temperaturen. Vid ökat pH ökar svavelvätets löslighet. Den del av svavelvätet som inte löses emitteras som deponigas (Ecke, Bjurström 2005). Gasen, som luktar som ruttna ägg, är toxisk och mycket giftig vid inandning och extremt brandfarlig.



Figur 4.1 Vätesulfidsystemet vid olika surhetsgrad, fritt från Hägg 1999.

Vissa svavelorganiska föreningar kan öka biotillgängligheten hos vissa metaller på grund av bindning till icke polära och lipofila komplex (Öman, Malmberg & Wolf-Watz, 2002).

### 4.3 Klorid och sulfats inverkan på deponikonstruktioner

En deponi skall, enligt förordning (2001:512) om deponering av avfall, vara försedd med en botten tätning under driftfasen. Denna skall vara konstruerad så att lakvatten inte läcker ut med mer än 5 liter per kvadratmeter för en deponi för farligt avfall och 50 l/m<sup>2</sup> för en deponi för icke farligt avfall. I praktiken skall denna fungera fram till dess deponin har försetts med sluttäckning. Botten tätningen bör vara konstruerad så att den tål

hög belastning och är resistent mot de kemiska ämnen som kan finnas i lakvattnet. Hånsyn måste tas till dessa egenskaper vid val av material i bottentätningen.

Förordningen fastställer vidare att allt lakvatten efter driftfasen och det lakvatten som ej samlats upp under driftfasen skall passera genom en geologisk barriär. För deponier för farligt avfall skall uppehållstiden för lakvattnet inte vara kortare än 200 år. För icke farligt avfall gäller 50 år. Den geologiska barriären skall ge ett långsiktigt skydd samt göra så att föroreningarna släpps till omgivningen i en långsam takt. Även den geologiska barriären skall konstrueras så att den tål de föroreningar som finns i det aktuella lakvattnet. Helst skall detta också testas (NFS 2004:5, Allmänna råd till §§3 – 33 förordningen om deponering av avfall).

I praktiken konstrueras dessa olika tätskikt och barriärer oftast av bentonitlera eller andra typer av lermaterial.

Leror används för att de tack vare sin finkornighet har en stor tätande förmåga. De leror som används (bentonit och andra leror som innehåller montmorillonit) har också förmåga att svälla, d.v.s. de har förmåga att binda vatten och därmed nästan helt stänga porerna för genomströmning. Den tätande förmågan kan dock påverkas av kemiska faktorer, dels genom att förhöjning av elektrolythalten i vattnet minskar svällningsförmågan dels genom jonbyte.

Vid Chalmers i Göteborg (institutionen för geoteknik och grundläggning Hansbo & Olsson 1973) genomfördes en geoteknisk utredning angående de geotekniska egenskaperna hos sand-bentonitblandning. Försöken genomfördes med 15 %-ig inblandning av bentonit i sand. Rent vatten, förorenat vatten från Mölndalsån samt havsvatten testades. Dessa försök visade att den tätande effekten av bentonitblandningen försvann helt i testet med havsvatten (saltvattnets ledningsförmåga var 3620 mS/m, d.v.s. ca 23 000 mg salt per liter) jämfört med testet med rent vatten. I testet med havsvatten hade sand-bentonitblandningen princip samma genomsläpplighet som ren sand utan bentonitblandning. Även i testet med förorenat vatten konstaterades minskad tätande effekt hos sand-bentonitblandningen.

I SGI:s rapport No 14/82 (Lundgren, Karlqvist och Qvarfort) redovisas en undersökning avseende bentonittätning mot lakning. Resultaten visar att bentonitens egenskaper också förändras beroende på det jonutbyte som sker. Den natriumrika bentonitleran som används och som generellt ger den högsta tätheten förändras genom utbytet av joner till att bli mer kalciumrik. Även negativa joner i lakvattnet verkar kunna påverka denna process. Wiklander 1975/76 har visat att förekomst av bl.a. sulfater och/eller fosfater i ett lakvatten kan orsaka förhöjd basutbyteskapacitet. Generellt uppvisar kalciumbentoniten sämre svällningsegenskaper och högre permeabilitet än natriumbentoniten.

I RVF:s Rapport 01:12 "Långtidsegenskaper hos tätskikt innehållande bentonit" identifieras mekanismerna som påverkar funktionen hos tätskikt som innehåller bentonit. Sammanfattningsvis konstateras att hög elektrolythalt med dominerande inslag av flervärda katjoner ger mycket högre genomsläpplighet. Även organiska material kan påverka bentoniten på liknande sätt. Katjoner, framförallt kalcium, påverkar svällningsförmågan negativt.

Lakvattnets pH kan också påverka lermaterialet negativt då silkatmaterial går i lösning vid pH mindre än 6 eller högre än 10.

Sammanfattningsvis konstateras att det framförallt är närvaron av katjoner i lakvattnet som påverkar lermaterialen i tätskikten. Närvaron av anjoner, som klorid- och sulfatjoner, har mindre betydelse. De kan dock indirekt indikera närvaron av de kritiska katjonerna.

#### 4.4 Klorid och sulfat i lakvatten

Kloridjonen är, liksom sulfatjonen, en anjon. Metallernas positiva joner bildar mer eller mindre lösliga jonbindningar med anjoner som t.ex. NaCl men även PbCl, ZnCl etc.

De gränsvärden som finns angivna för metaller, klorider och sulfater i t.ex. mottagningskriterierna gäller utlakad halt/mängd vid ett givet L/S-förhållande (liquid/solid), dvs hur mkt som går i lösning av jonerna efter att materialet utsatts för vatten. Man har därefter jämfört främst mot dricksvattenkriterier. Visar lakttesterna att t.ex. mycket klorider eller sulfater snabbt gått i lösning indikerar det att kloriderna är löst bundna till det fasta materialet. Härstammar de utlakade halterna från NaCl eller PbCl så syns det ofta även genom att även Na respektive Pb går i lösning och ger höga utlakningshalter.

Analysmässigt är det inte möjligt att enkelt särskilja dessa salter. För att få en uppfattning om vilka salter som bildas måste man alltså gå tillbaka till totalhaltsanalys av avfallet för att där avgöra vilka metaller som finns tillgängliga för jonbindning med klorid- och sulfatjonerna.

## 5 TAC-MODELLEN

### 5.1 Bakgrund

TAC-modellen utvecklades för att etablera acceptanskriterier för olika ämnen i enlighet med bilaga 2 (*Kriterier och förfarande vid mottagning av avfall*) i deponeringsdirektivet (1999/31/EG). Acceptanskriterierna har bestämts genom beräkning av föroreningshalter för ett specificerat spridningsscenario i definierade kontrollpunkter nedströms en deponi. De beräknade föroreningshalterna har sedan jämförts med tillåtna gränsvärden, och en ”baklänges beräkning” har sedan legat till grund för etableringen av acceptanskriterier för olika ämnen (Hjelmar et al, 2001). Arbetet som ligger bakom utvecklingen av TAC-modellen finns inte dokumenterat, utan redovisas i konferensartiklar som t.ex. Hjelmar et al., 2001, och Hjelmar et al., 2005.

TAC-modellen är en konceptuell modell för spridningsscenarioer från deponier och lämnar stora möjligheter för platsspecifika tolkningar av indata till modellen. En central del av modellen är beräkning av föroreningstransport genom mättad och omättad zon, från deponin till kontrollpunkter nedströms deponin, s.k. POC (point of compliance – överensstämmelsepunkt) (se figur 5). I TAC-modellen utförs beräkningar av föroreningstransport med numeriska modeller.

### 5.2 Bedömning av föroreningsbelastning i nio steg enligt TAC-modellen

I det specificerade spridningsscenariot som ligger till grund för TAC-modellen ingår bl.a deponins geometri, den omättade zonens och akvifärens tjocklek och geohydrologiska parametrar som porositet, densitet, dispersivitet och permeabilitet, grundvattenflöde, årlig nettoinfiltration och avstånd till exponeringspunkt. Vid beräkningarna har endast föroreningsspridning till grundvatten beaktats. Bakgrundskoncentrationer i grundvattnet har inte beaktats i beräkningarna.

Genom att utföra beräkningar av föroreningstransport med numeriska modeller har en utspädningsfaktor bestämts för varje ämne och för respektive POC. Utspädningsfaktorn har räknats fram som förhållandet mellan föroreningskoncentrationen direkt under deponin och maxkoncentrationen i POC. Denna utspädningsfaktor har sedan använts för att räkna baklänges och utifrån en bestämt tillåtet gränsvärde i en POC beräkna ett riktvärde för  $C_0$  (maxvärdet direkt under deponin). Detta värde tillsammans med kappavärdet, d.v.s. den tidskonstant som styr hur snabbt koncentrationen klingar av, har slutligen använts för att beräkna gränsvärden vid LS 2 och LS 10.

I lakteter mäts utlakning i förhållande till L/S-kvoten. L/S-kvoten används för att definiera mängden lakvätska i förhållande till mängden material som lakas. L (liquid) är den totala vattenmängd som vid en given situation strömmat genom materialet och S (solid) är vikten på det genomströmmande materialet. För lakteter uttrycks detta i liter per kg.

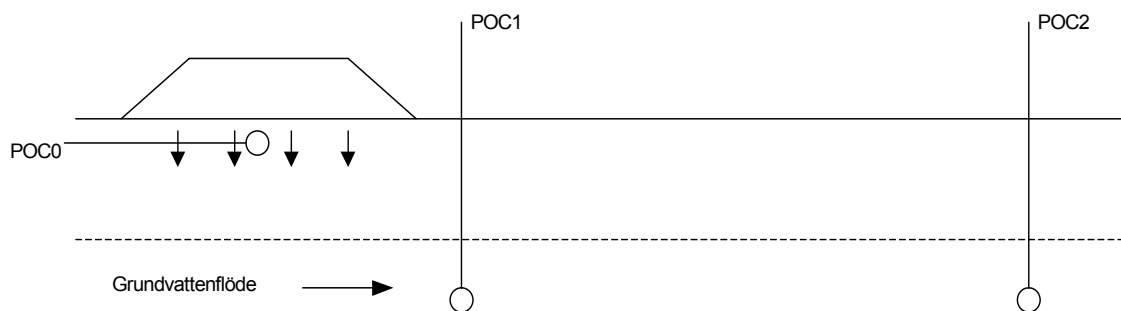
Bedömning av föroreningsbelastning enligt TAC-modellen utfördes i en stegvis process som är indelad i nio steg.

1. Val av målpunkter (POC:s)
2. Val och specificering av deponiscenario
3. Val och specificering av miljöscenario
4. Beskrivning av källan för en potentiell förorening
5. Beskrivning av föroreningens förflyttning från deponin till POC
6. Val och set-up av den matematiska modellen som beskriver föroreningens förflyttning från deponin till POC
7. Genomförande av "framlänges" modellberäkning för att bestämma utspädningsfaktor
8. Tillämpning av modellresultat för att sätta kriterier ("baklänges" beräkning från POC till källan/deponin)
9. Transformerings av källterm kriterier till gränsvärden som korresponderar mot specifika L/S-värden

Nedan följer en genomgång av de nio stegen i TAC-modellen med avseende på principerna för beräkning och de parametrar som skall bestämmas inom respektive steg.

### 5.2.1 Val av målpunkter (POC:s)

Kriterier för grundvattnet ansätts i tre olika exponeringspunkter, POC0, 1 och 2 (figur 5.1). Jämförelsegrunden baserar sig i huvudsak på dricksvattenkriterierna. Exponeringspunkterna POC1 och POC2, är belägna på 20 respektive 200 meters avstånd från deponin. I POC2 ansätts kriterierna för de mobila ämnen medan för övriga ämnen ansätts kriterierna i POC1. I TAC-modellen ingår också en exponeringspunkt under bottenytningen på deponin (POC0) där kriterier för kvicksilver och kadmium appliceras. POC0 är belägen 1 meter under en deponi för icke-farligt avfall och 5 meter under en deponi för farligt avfall deponi.



Figur 5.1 Schematisk skiss av deponiscenariot för TAC-modellen.

### 5.2.2 Val och specificering av deponiscenario

De parametrar som väljs för deponiscenariot används tillsammans med klimatdata och miljöscenario-data för att beskriva den hydrauliska situationen. Vid specificering av deponiscenariot skall ett antal parametrar bestämmas:

- Höjd (m)
- Längd (m)
- Bredd (m)
- Avfallets porositet (-)
- Avfallets skrymdensitet ( $t/m^3$ )
- Avfallets permeabilitet (m/s)

- Permeabilitet i täcksikt (m/s)
- Permeabilitet i bottentätning (m/s)

Deponins geometri påverkar hur stora mängder föroreningar som kan laka ut ur deponin och hur länge utlakningen pågår. Viktiga parametrar för att bestämma deponins hydrauliska egenskaper är täcksiktets och bottentätningens permeabilitet. Val av dessa parametrar får därmed stort genomslag på beräkningar av föroreningstransport.

### 5.2.3 Val och specifikation av miljöscenario

Syftet med miljöscenariot är att beskriva de viktigaste egenskaperna för den omgivning som den aktuella deponin ligger i med avseende på föroreningsspridning från deponin. Tyngdpunkten ligger på hydrogeologiska egenskaper, men även klimatdata bestäms inom ramen för miljöscenariot. Vid specificering av miljöscenariot skall ett antal parametrar bestämmas:

#### Klimatdata

- Nettoinfiltration

#### Omättad zon:

- Tjocklek (m)
- Permeabilitet (m/s)
- Porositet (-)
- Longitudinal dispersivitet (m)
- Skrymdensitet ( $t/m^3$ )

#### Mättad zon:

- Lateral flödes hastighet (m/år)
- Akvifärtjocklek (m)
- Porositet (-)
- Longitudinal och transversal dispersivitet (m)
- Skrymdensitet ( $t/m^3$ )

### 5.2.4 Beskrivning av källan för en potentiell förorening

Den exponentiella modellen som beskriver avklingningen för en potentiell förorening består av två modellparametrar;  $C_0$  och kappa ( $\kappa$ ). I ekvation 5.1 är  $C$  föroreningskoncentrationen i lakvattnet som en funktion av  $L/S$  och  $C_0$ -värdet representerar koncentrationen i det första lakvattnet som kommer ut vid ett kolonnlakförsök ( $LS = 0,1$ ).

$$C = C_0 \cdot e^{-(L/S)\kappa} \quad \text{Ekvation 5.1}$$

$\kappa$ -värdet är den tidskonstant som styr hur snabbt koncentrationen klingar av. Denna modellparameter hanteras i TAC-modellen som en ämnesspecifik parameter och har bestämts från ett stort antal lakningsförsök i kolonn.

Genom att integrera ekvation 5.1 kan mängden föroreningar,  $E$  (mg/kg), som frigörs under tiden det tar för  $L/S$  att öka från 0 l/kg till det värde som korresponderar mot  $C$ , beräknas enligt:

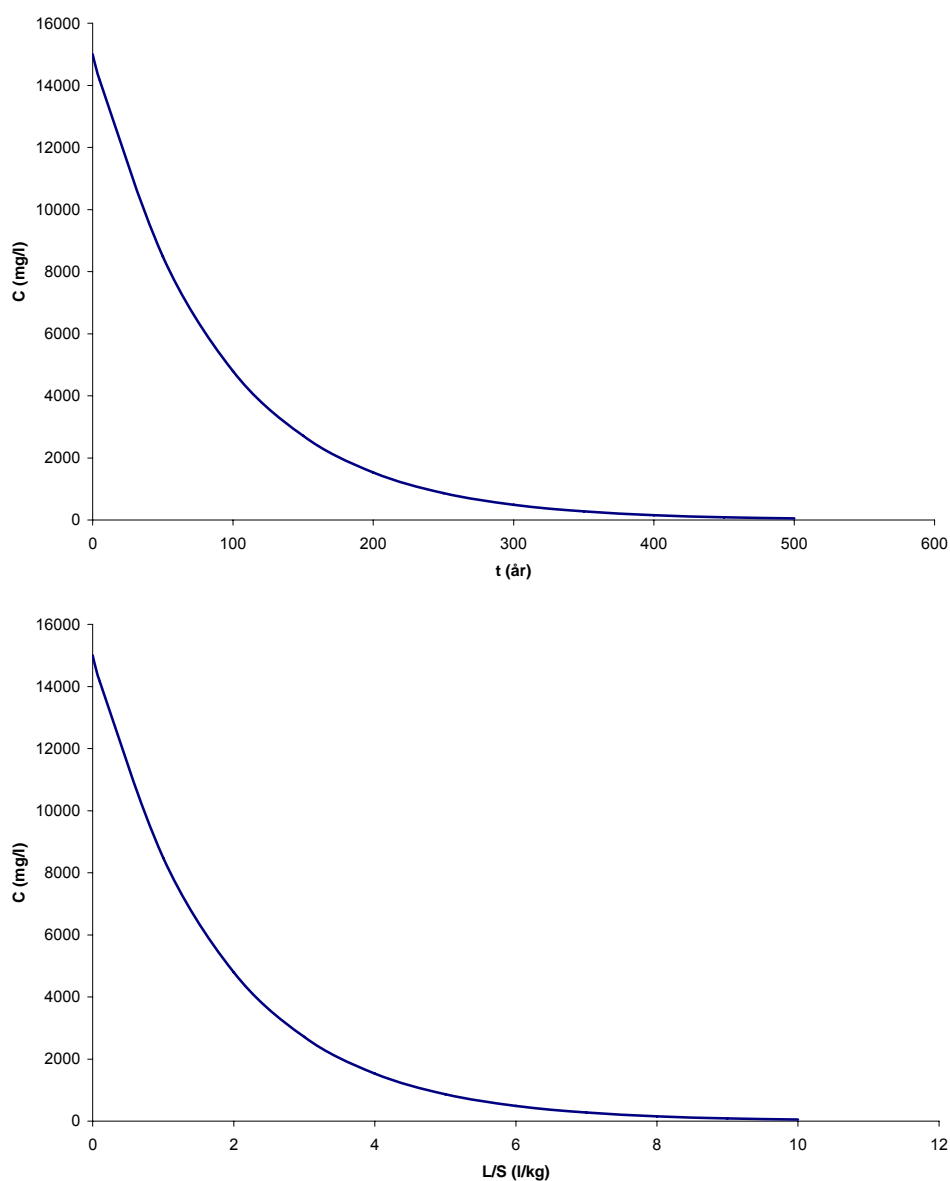
$$E = (C_0/\kappa)(1 - e^{-(L/S)\kappa}) \quad \text{Ekvation 5.2}$$

Avklingningskurvan kan också uttryckas som en tidsfunktion ( $t$ ), enligt ekvation 5.3.

$$t = (L/S) \cdot d \cdot H/I \quad \text{Ekvation 5.3}$$

- $d$  är skrymdensitet ( $\text{kg/m}^3$ )
- $H$  är deponins höjd (m)
- $I$  är nettoinfiltration ( $\text{mm/år}$ ).

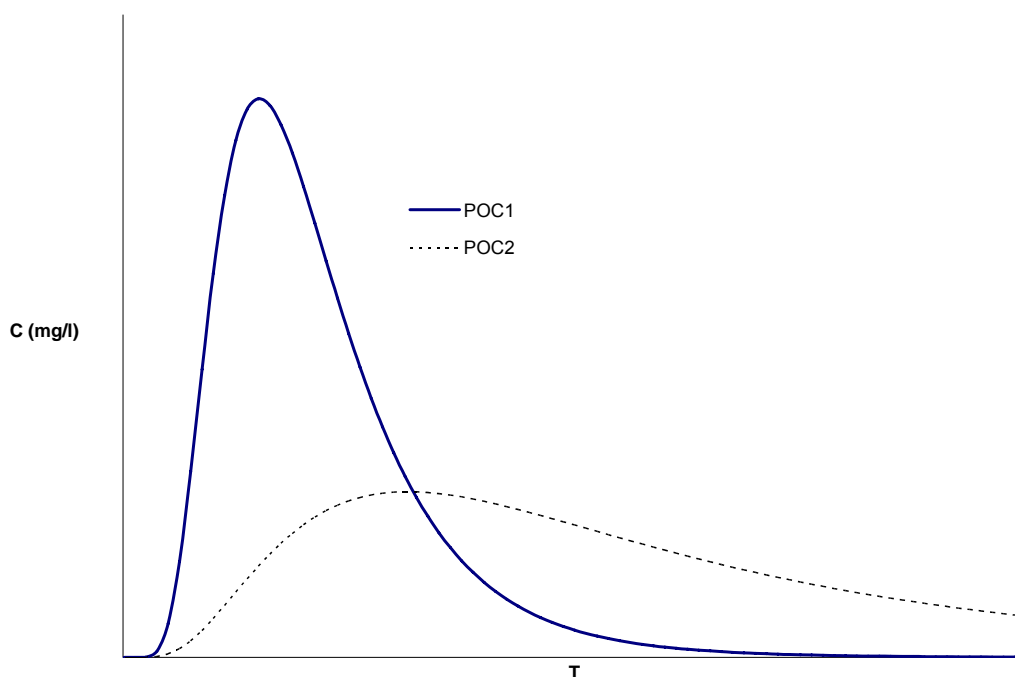
I Figur 5.2 visas exempel på en avklingningskurva för klorid med  $\kappa$ -värdet 0.57 (Hjelmar et al., 2001) och  $C_0$ -värdet 15 000 mg/l (värdet för FA-deponi i mottagningskriterierna, tabell 2.1). Avklingningskurvan visas som funktion av tid (övre) och  $L/S$  (undre).



Figur 5.2 Exempel på en avklingningskurva, som funktion av tid (övre) och  $L/S$  (undre), för klorid med  $\kappa$ -värdet = 0,57 och  $C_0 = 15\,000$  mg/l.

### 5.2.5 Beskrivning av föroreningens förflyttning från deponin till POC

På sin väg från deponins botten till POC rör sig föroreningen först vertikalt genom den omättade zonen ner till grundvattnet för att sedan transporteras horisontellt med grundvattnet till fram POC. En rad utspädningsprocesser och fastläggningsprocesser påverkar transporthastighet och fördelningen av föroreningen i akvifären. Transportegenskaperna för olika föroreningar varierar kraftigt och är dessutom beroende av akvifärens egenskaper. Vissa föroreningar, som t.ex. klorid är mycket mobila och påverkas endast av dispersion och utspädning medan andra, t.ex. bly, är nästen helt immobila, även sett över en lång tidsperiod. Dessa skillnader i olika föroreningars egenskaper återspeglas i de koncentrationsprofiler som en funktion av tid vid POC (se Figur 5.3).



Figur 5.3 Koncentrationsprofiler för en mobil förorening (t.ex. klorid), vid POC1 och POC2

Vid utvecklingen av TAC-modellen bestämdes det att retardationsprocessen såväl i den omättade som den mättade zonen kan uppskattas med en linjär sorptionsterm, det så kallade  $K_D$ -värdet. Både klorid och sulfat är mobila ämnen och deras  $K_d$ -värden är därför 0 l/kg (Hjelmar et al., 2001 och Hjelmar et al., 2005).

### 5.2.6 Val och set-up av den matematiska modellen som beskriver föroreningens förflyttning från deponin till POC

De flesta state-of-the-art modeller för grundvattentransport bygger på samma grundläggande ekvationer för flöde och transport i grundvattenzonen. Modellerna kan emellertid variera kraftigt med avseende på huvudinriktning och detaljeringsgrad, samt på typ och teknik för ekvationslösning (1, 2 eller 3 dimensionell, numerisk/analytisk, stokastisk/deterministisk). Val av modell bör bland annat avgöras av syftet med modelleringen och tillgången på indata.



### 5.2.7 Genomförande av ”framlänges” modellberäkning för att bestämma utspädningsfaktor

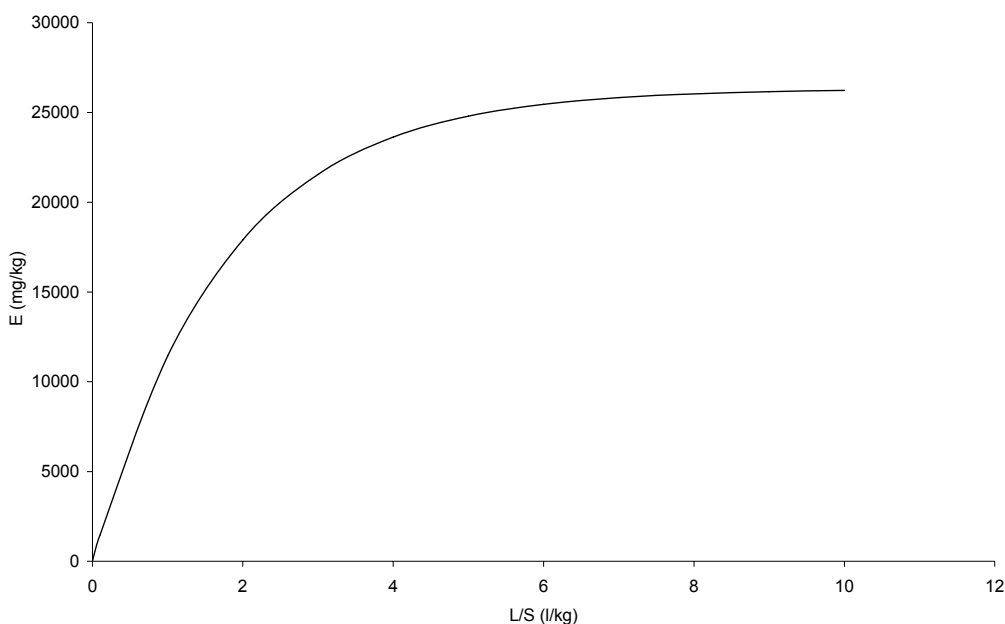
För att bestämma utspädningsfaktorn genomförs en ”framlänges” modellberäkning med den/de numerisk modell(er) som valts enligt avsnitt 5.2.6. Utspädningsfaktorn räknas fram som ett förhållande mellan  $C_0$  värdet (maxkoncentration direkt under deponin) och maxkoncentrationen i respektive POC.

### 5.2.8 Tillämpning av modellresultat för att sätta kriterier (”baklänges” beräkning från POC till källan/deponin)

Genom att använda kriterierna för grundvatten (tabell 5.1, sidan 25) och utspädningsfaktorn kan en ”baklänges” beräkning från POC till källan/deponin utföras. På så sätt kan ett riktvärde för  $C_0$  bestämmas. Grundvattenkriterier för klorid och sulfat är båda 250 mg/l och baserade på WHO (1996).

### 5.2.9 Transformerings av källterm kriterier till gränsvärden som korresponderar mot specifika L/S-värden

När  $C_0$  och  $\kappa$ -värdet är känt kan mängden utlakade föroreningar enligt ekvation 5.2 beräknas, för att på så sätt upprätta kriterier, för tex. L/S 2 och 10.



Figur 5.4. Mängden utlakade föroreningar (E) som funktion av L/S för exempel med  $\kappa$ -värdet 0,57 och  $C_0$ -värdet 15 000 mg/l.

## 5.3 TAC-modellen – Beräkningsexempel

Nedan redovisas två beräkningsexempel på tillämpningen av TAC-modellen och som har publicerats, Hjelm et al (2001) och Hjelm et al (2005). Dessa två beräkningsexempel är de enda som är kända för författarna av denna rapport. I Hjelm et al (2001) redogör man för ett antal ämnen i ett scenario för en deponi för inert avfall och i Hjelm et al (2005) har TAC-modellen applicerats på ett scenario som är anpassat till danska förhållanden.

### 5.3.1 Deponi för inert avfall

I ett exempel som presenteras i Hjelmar et al (2001) redogör man för ämnena klorid, antimon och bly i ett scenario för en deponi för inert avfall. Exemplet är valt för att exemplifiera ett mobilt (klorid), retarderande (antimon) och ett starkt retarderande (bly) ämne. I tabell 5.1 presenteras de nio stegen i TAC-modellen med exempel som i Hjelmar et al (2001).

Tabell 5.1 TAC-modellens nio steg.

Steg	Val av ingångsvärden och beräkning av parametrar i exempel i Hjelmar et al (2001)
1. Val av målpunkter (POC:s)	<p>Aktuella POC:s för inert deponi</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ POC 1: 20 m nedströms deponin</li> <li>▪ POC 2: 200 m nedströms deponin</li> </ul>
2. Val och specificering av deponiscenario	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Höjd: 20 m</li> <li>▪ Längd: 150 m</li> <li>▪ Bredd: 150 m</li> <li>▪ Avfallets porositet: 0,3</li> <li>▪ Avfallets skrymdensitet: 1,5 t/m<sup>3</sup></li> <li>▪ Avfallets permeabilitet: 10<sup>-5</sup> m/s</li> <li>▪ Permeabilitet i täckskikt: 10<sup>-5</sup> m/s</li> <li>▪ Permeabilitet i bottentätning: Ingen bottentätning)</li> </ul>
3. Val och specifikation av miljöscenario	<p><u>Nettoinfiltration:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 300 mm/år</li> </ul> <p><u>Omättad zon:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Tjocklek: 1 eller 5 m</li> <li>▪ Permeabilitet: 10<sup>-7</sup> m/s</li> <li>▪ Porositet: 0,3</li> <li>▪ Longitudinal dispersivitet: 0,5 m</li> <li>▪ Skrymdensitet: 1,5 t/m<sup>3</sup></li> </ul> <p><u>Mättad zon:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Lateral flödes hastighet: 4 eller 20 m/år</li> <li>▪ Akvifär tjocklek: 5 m</li> <li>▪ Porositet: 0,3</li> <li>▪ Longitudinal dispersivitet: 1/10 av avståndet till POC (m)</li> <li>▪ Transversal dispersivitet: 1/50 av avståndet till POC (m)</li> <li>▪ Skrymdensitet: 1,5 t/m<sup>3</sup></li> </ul>
4. Beskrivning av källan för en potentiell förorening	<p>κ – värde</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Klorid (Cl<sup>-</sup>): κ = 0.57 kg/l</li> <li>▪ Antimon (Sb): κ = 0.11 kg/l</li> <li>▪ Bly (Pb): K<sub>d</sub> = κ = 0.27 kg/l</li> </ul>

Steg	Val av ingångsvärden och beräkning av parametrar i exempel i Hjelmar et al, 2001
5. Beskrivning av föroreningens förflyttning från deponin till POC	Linjär sorptions term, $K_d$ <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Klorid (<math>Cl^-</math>): <math>K_d = 0</math> l/kg</li> <li>▪ Antimon (Sb): <math>K_d = 5</math> l/kg</li> <li>▪ Bly (Pb): <math>K_d = 50</math> l/kg</li> </ul>
6. Val och set-up av den matematiska modellen som beskriver föroreningens förflyttning från deponin till POC	Modeller som använts <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ MISP (BRGM): Analytisk, semi 3D</li> <li>▪ ECOSAT (ECN): Numerisk, 1D</li> <li>▪ LANDSIM (Golder Ass.): Analytisk stokastisk, 2D</li> <li>▪ GW Vistas-2 (DHI): Numerisk stokastisk, 3D</li> </ul>
7. Genomförande av "framlänges" modellberäkning för att bestämma utspädningsfaktor	Utspädningsfaktor för Klorid <u>Vid POC 1</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Gv-flöde = 4 m/år: 1,6</li> <li>▪ Gv-flöde = 20 m/år: 2,2</li> </ul> <u>Vid POC 2</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Gv-flöde = 4 m/år: 3,1</li> <li>▪ Gv-flöde = 20 m/år: 4,0</li> </ul>
8. Tillämpning av modellresultat för att sätta kriterier ("baklänges" beräkning från POC till källan/deponin)	
9. Transformerande av källterm kriterier till gränsvärden som korresponderar mot specifika L/S-värden	Kriterier för L/S 2 och 10 (mg/l) <u>Baserat på POC 1</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Gv-flöde = 4 m/år: L/S 2 =&gt; 460</li> <li>▪ GV-flöde = 4 m/år: L/S 10 =&gt; 670</li> <li>▪ Gv-flöde = 20 m/år: L/S 2 =&gt; 660</li> <li>▪ Gv-flöde = 20 m/år: L/S 10 =&gt; 970</li> </ul> <u>Baserat på POC 2</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Gv-flöde = 4 m/år: L/S 2 =&gt; 950</li> <li>▪ GV-flöde = 4 m/år: L/S 10 =&gt; 1400</li> <li>▪ Gv-flöde = 20 m/år: L/S 2 =&gt; 1200</li> <li>▪ Gv-flöde = 20 m/år: L/S 10 =&gt; 1800</li> </ul>

### 5.3.2 TAC-modell för danska förhållanden; TAC<sub>DK</sub>-modell

I Hjelmar et al, (2005) har TAC-modellen applicerats på ett scenario som är anpassat för danska förhållanden, fortsättningsvis benämnd TAC<sub>DK</sub>-modellen. TAC<sub>DK</sub>-modellen karakteriseras av att deponier i Danmark lokaliseras nära kusten, vilket innebär att vattenkriterier för marint vatten skall beaktas. Vidare är grundvattenresurser viktiga för färskvattenförsörjningen i Danmark, vilket medför att man har strikta regler för grundvattenskydd. En väsentlig skillnad är också att reglerna för utformning av sluttäckning i Danmark förutsätter att täckningen skall vara permeabel, d.v.s. släppa igenom infiltrerad nederbörd. Genom att anpassa modellen till danska förhållanden har ett stort antal parametrar ändrats jämfört med den modellering som ligger till grund för mottagningskriterierna.

Den numeriska beräkningen är en central del av TAC-modellen. I tabell 5.2 visas exempel på parametrar som har varierats i TAC<sub>DK</sub>-modellen med avseende på föroreningstransport i mättad zon. Dessa ändringar av indata till de numeriska modellerna i kombination med andra ändringar i TAC-modellen har bidragit till att relativt stora skillnader mellan de mottagningskriterier som bestämts med TAC-modellen och de värden som räknats fram med TAC<sub>DK</sub>-modellen.

Tabell 5.2 Exempel på parametrar som har varierats i TAC<sub>DK</sub>-modellen i förhållande till TAC-modellen för beräkningar av föroreningstransport i den mättade zonen.

Parameter	Enhet	TAC <sub>DK</sub> -modellen	TAC-modell
Bredd på avrinningsområde	m	300	500
Längd på avrinningsområde	m	250	600
Avstånd till POC	m	100 och 30	200 och 20
Netto infiltration	mm/år	350	300
Horisontell hydraulisk konduktivitet	m/s	10 <sup>-4</sup>	1.4 x 10 <sup>-4</sup>
Vertikal hydraulisk konduktivitet	m/s	10 <sup>-5</sup>	1.4 x 10 <sup>-4</sup>
Longitudinal dispersivitet	m	0,45	20
Transversal dispersivitet	m	0,001	4
Vertikal dispersivitet	m	0,0005	2

I tabell 5.3 jämförs mottagningskriterierna som räknats fram enligt TAC-modellen med värden som tagits fram med TAC<sub>DK</sub>-modellen (Hjelmar et al., 2005) för klorid och sulfat. Det framgår att värdena beräknade enligt TAC<sub>DK</sub>-modellen för inert deponi är jämförbara med värden i mottagningskriterierna, medan värden för IFA-deponi och FA-deponi är avsevärt lägre i TAC<sub>DK</sub>-modellen.

Tabell 5.3 Jämförelse av mottagningskriterier enligt TAC-modellen respektive värden enligt TAC<sub>DK</sub>-modellen, som lak-gränsvärden (leaching limit value) (mg/kg) vid L/S 10 (l/kg) (efter Hjelmar et al., 2005).

Parameter	Inert avfall deponi		IFA-deponi		FA-deponi	
	TAC <sub>DK</sub>	TAC	TAC <sub>DK</sub>	TAC	TAC <sub>DK</sub>	TAC
Klorid	980	800	5800	15000	6000	25000
Sulfat	1600	1000	9200	20000	9300	50000

### 5.3.3 Exempel med tillämpning av 3 ggr mottagningskriterier för inert deponi enligt TAC-modellen

I detta avsnitt presenteras ett exempel där förväntade kloridhalter i grundvatten vid POC2 beräknas enligt det räkneexempel som presenterats i Hjelmar et al, 2001 (Tabell 5.1). I exemplet visas två olika utspädningsfaktorer som är kopplade till olika hastigheter på grundvattenflödet, 4 respektive 20 m/år. Den framräknade kloridkoncentrationen i grundvattnet i POC2 för fallet med C<sub>0</sub> enligt mottagningskriterierna ligger under grundvattenkriterierna för klorid (250 mg/l), medan det för fallet med 3 x mottagningskriterierna ligger över kriterierna för grundvatten (345 respektive 445 mg/l).

Tabell 5.4 Beräknade kloridkoncentrationer i POC2 ( $C_{gw}$ ) för inert avfall deponi där  $C_0$ -värden = mottagningskriterierna (NFS 2004:10), respektive 3 gånger  $C_0$ -värden.

Max koncentration ( $C_0$ ) (mg/l)	Recipient Grundvattenflöde	Utspädningsfaktor POC2, (Hjelmar et al, 2001)	$C_{gw}$ (mg/l)
Mottagningskriterierna 460	▪ 4 m/år	3,1	148
	▪ 20 m/år	4,0	115
3 x mottagningskriterierna 1380	▪ 4 m/år	3,1	445
	▪ 20 m/år	4,0	345

## 5.4 Diskussion

TAC-modellen utgör en konceptuell modell som är baserat på ett föroreningsspridnings-scenario från en deponi. Inom ramen för scenariot skall en mängd parametrar som rör deponins geometri och avfallets egenskaper samt egenskaper i deponins omgivning anges. Framförallt skall ett flertal, ofta svårbedömda, geohydrologiska parametrar anges inom ramen för specifikation av miljöscenariot. Dessa parametrar ligger sedan till grund för transportmodelleringen.

När det gäller föroreningstransport är TAC-modellen begränsad till transport i omättad och mättad zon och beräkningar av föroreningsspridning görs enligt gängse teorier för transport av lösta ämnen. TAC-modellen förutsätter en vertikal transport genom den omättade zonen och en horisontell transport i den mättade zonen.

I de fall det är aktuellt med föroreningsspridning till ytvattenrecipient måste antaganden om utspädning mellan grundvatten och ytvatten göras. Några anvisningar om hur dessa antaganden kan göras ges inte inom ramen för TAC-modellen. Direkt exponering av ytvattenrecipient från deponi är inte applicerbart för TAC-modellen.

Som nämnts ovan utgör beräkningen för föroreningstransport genom omättad och mättad zon en central del av bedömningen enligt TAC-modellen. I TAC-modellen görs transportberäkningen med numeriska modeller. Dessa modeller kan variera kraftigt med avseende på huvudriktning och detaljeringsgrad, samt på typ och teknik för ekvationslösning. Val av modell bör bland annat avgöras beroende på syftet med modelleringen och tillgången på indata. I det enskilda fallet finns det sannolikt en risk att kostnaden för att generera tillräcklig indata för modellberäkningar blir orimligt stor. Modellering med otillräcklig indata kan i ett sådant fall medföra resultat som inte är pålitliga.

För numerisk modellering nämns ett flertal modeller (MISP, LANDSIM, GW Vistas-2, MIKE-SHE, CXTFIT/ECOSAT, HYDRUS 2D, MODFLOW och MT3D) i Hjelmar et al. (2001) och Hjelmar et al. (2005). Det är i detta sammanhang relevant att speciellt nämna modellen LANDSIM. LANDSIM, som har utarbetats i Storbritannien under finansiering och ledning av Brittiska EPA, är speciellt framtagen för riskbedömning vid deponier.

Jämförelsen mellan TAC-modellen och TAC<sub>DK</sub>-modellen visar att resultaten kan variera avsevärt när indata till de numeriska modellerna och andra förutsättningar för ett depo-

niscenario varieras. Vid dispensansökningar från mottagningskriterierna (NFS 2004:10, 3 ggr gränsvärdena) kommer det sannolikt att presenteras olika varianter på riskbedömningar till miljömyndigheter runt om i landet och det kan bli svårt för myndigheterna att göra enhetliga bedömningar. Det kommer därför finnas ett behov av en enhetlig modell för riskbedömning i samband med dessa ansökningar. Det kommer sannolikt också att finnas ett behov av att jämföra med andra modeller för förorenings-spridning där man tar hänsyn till olika recipienter (yt- och grundvatten) och spridningsvägar (ytvatten direkt, ytvatten via grundvatten, respektive grundvatten). En central parameter i detta sammanhang är utspädningskoefficienter och speciellt intressant är därför modeller där man anger utspädningsfaktorer.

## 6 LAKHASTIGHET I FÖRHÅLLANDE TILL DEPONINS GEOMETRI, INFILTRATION ETC

### 6.1 Beräkning

Både sulfat och klorid är anjoner som binds relativt svagt till främst metaller som Ba, Ca, Na, K. När vatten infiltrerar genom avfall med klorid och sulfat sker en relativt snabb utlakning. För ämnen med en typisk "Wash out"- utlakning, som klorid och sulfat normalt har, lakar den största andelen ut med det första vattnet varefter halterna i lakvattnet sedan avtar. Den viktigaste faktorn som påverkar utlakningen för sådana ämnen är främst mängden infiltrerat vatten (L/S) men även totalhalten av ämnet och saltkoncentrationen i lakvattnet har betydelse.

I lakteter mäts utlakning i förhållande till L/S-kvoten. L/S-kvoten används för att definiera mängden lakvätska i förhållande till mängden material som lakas. L (liquid) är den totala vattenmängd som vid en given situation strömmat genom materialet och S (solid) är vikten på det genomströmmande materialet. För lakteter uttryck detta i liter per kg vilket är ekvivalent med m<sup>3</sup>/ton.

Om jordens genomströmningsförhållanden är kända kan L/S-skalan omsättas till en tidskala. För ett förorenat område beräknas L/S för varje år ur volymen vatten (grundvatten + infiltrerande regnvatten) som strömmar igenom området varje år och mängden jord som området består av. Vilken tidsperiod en L/S-kvot från en lakttest motsvarar kan uppskattas genom (anpassat efter Hjelmar och Traberg, 1995):

$$t = t_0 + (L/S)_{lab} \times (H \times A \times d) / (I \times A + Q_{GV})$$

- $t_0$  är tiden det tar för infiltrationsvattnet att strömma igenom jordmassorna (år)
- $d$  är skrymdensiteten (m<sup>3</sup>/ton)
- $H$  är mäktigheten för den förorenade jorden (m)
- $A$  är ytan på det förorenade området (m<sup>2</sup>)
- $I$  är nettoinfiltration av nederbörden (mm/år)
- $Q_{GV}$  är genomströmningen av grundvatten (m<sup>3</sup>/år)

Kombinationerna  $H \times A \times d$  är därmed vikten avfall, och  $I \times A + Q_{GV}$  är volymen vatten (infiltration + grundvatten) per år.

Med detta resonemang kan man teoretiskt beräkna när ett visst L/S-förhållanden uppstår i en deponi och kan då överföra utlakningen från lakteter till verklig deponi. Det ska dock uppmärksammas att angivandet av L/S i ett lakförsök utgår från torrsubstans. I material med hög porositet kan materialet i sig självt innehålla/ta upp motsvarande L/S 2 l/kg. Det innebär att det kommer att dröja innan något lakvatten bildas. Andra avfall kan "härda" efter en viss tids lagring vilket i sin tur kan innebära att inget vatten kan infiltrera. Det är dock inte möjligt att enkelt ta med porositet och härdning i ovanstående formel och sen använda det vid fortsatta beräkningar då L/S från ett perkolationstest bygger på att materialet vattenmätas innan lakvattnet vid L/S 0,1 tas ut.

## 6.2 Lakdata från avfall

Den 1/1 2005 implementerades mottagningskriterier för deponiavfall (NFS 2004:10). Det blev då krav på att allt deponiavfall ska genomgå en grundläggande karakterisering där bl.a. avfallets utlakningsegenskaper ska bestämmas avseende de ämnen som anges i kriterierna. För farligt avfall och inert avfall samt för icke farligt avfall som samdeponeras med farligt avfall finns det gränsvärden för utlakning av ett antal ämnen, främst tungmetaller men även salter som sulfat och klorid. Gränsvärdena utgår från lakteter (perkolationstester och skaktester) med utlakningsvärden vid L/S 0,1 l/kg ( $C_0$ ) och L/S 10 l/kg. För att få fram utlakningsdata för hur fort klorid och sulfat lakar från ett avfall har SGI:s databas MALTE. I MALTE finns resultat från ca 120 stycken perkolationstester samt ca 200 skaktester. För att få en bra uppfattning om utlakningskurvan för klorid och sulfat, där det mesta lakar ut vid låga L/S, behövs data från material där utlakningen analyserats vid flera låga L/S. Enligt standard för en perkolationstest undersöker man utlakningen vid 7 vatten, L/S 0,1, 0,2, 0,5, 1,0, 2,0, 5,0 och 10 (l/kg). Eftersom de svenska gränsvärdena endast utgår från halt vid L/S 0,1 eller ackumulerad utlakad mängd vid L/S 10 undersöks oftast endast dessa L/S. Ibland har även utlakningar vid L/S 2 genomförts eftersom det finns föreslagna EU-gränsvärden (2003/33/EG) för detta. Sammantaget har detta inneburit att det varit svårt att få fram ett tillräckligt stort underlag för utlakningen vid de låga L/S som är särskilt intressant för denna utredning.

I figur 6.1 – 6.6 redovisas exempel på utlakningen av klorid och sulfat för ett litet antal material. Utifrån dessa figurer har det uppskattats vid vilket L/S som 90 % respektive 50 % av den mängd klorid respektive sulfat som lakat vid L/S 10 inträffar. I tabell 6.1 redovisas de beräknade värdena samt ett medelvärde för alla undersökta prover. Några av materialen lakar relativt lite, troligtvis för att de innehåller låga halter av klorider och sulfater från början. De har ändå tagits med då utlakningsbeteende inte påverkas så mycket av ursprungshalt.

Tabell 6.1 Beräknade L/S-förhållanden när 90 % respektive 50 % av den totalt ack. utlakade mängden klorid vid L/S 10, inträffar. Underlag från 8 undersökta avfall.

Undersökta prover	L/S (l/kg) när 90%* av ämnet utlakats	L/S (l/kg) när 50%* av ämnet utlakats
<b>Klorid</b>		
<b>Utlakad mängd vid L/S 10 anges.</b>		
3 Askor		
51000 mg/l (L/S 0,1), 60000 mg/kg TS(L/S 10)	4,6	0,9
65000 mg/l (L/S 0,1), 38000 mg/kg TS (L/S 10)	2,0	0,9
46600 mg/l(L/S 0,1), 28000 mg/kg TS(L/S 10)	2,0	0,7
Färsk aska		
840 mg/l (L/S 2), 4200 mg/kg TS (L/S 10)	1,2	0,3
Lagrad aska		
315 mg/l (L/S 0,1), 1600 mg/kg TS (L/S 10)	1,6	0,4
3 Slam		
107 mg/l (L/S 0,1), 65 mg/kg TS (L/S 10)	2,5	0,5
62 mg/l (L/S 0,1), 110 mg/kg TS (L/S 10)	7,8	1,0
29 mg/l (L/S 0,1), 120 mg/kg TS (L/S 10)	6,8	0,4



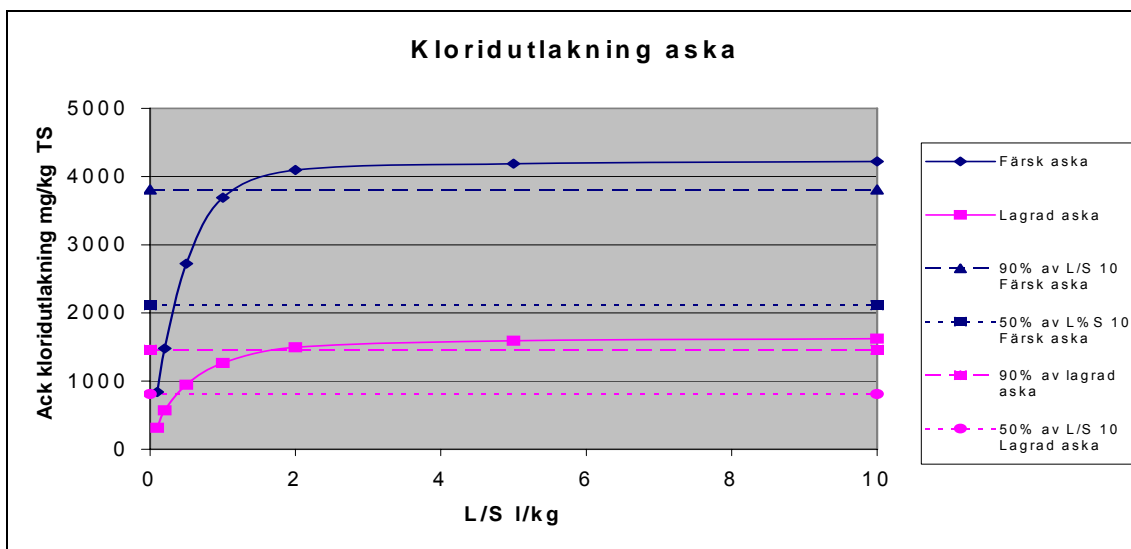
Undersökta prover	L/S (l/kg) när 90%* av ämnet utlakats	L/S (l/kg) när 50%* av ämnet utlakats
<b>Klorid</b> Utlakad mängd vid L/S 10 anges.		
<b>Medel</b>	<b>3,6</b>	<b>0,6</b>
<b>Median</b>	<b>2,2</b>	<b>0,6</b>
<b>Std avvikelse</b>	<b>2,5</b>	<b>0,3</b>

Tabell 6.2 Beräknade L/S-förhållanden när 90 % respektive 50 % av den totalt ack. utlakade mängden sulfat vid L/S 10, inträffar. Underlag från 8 undersökta avfall.

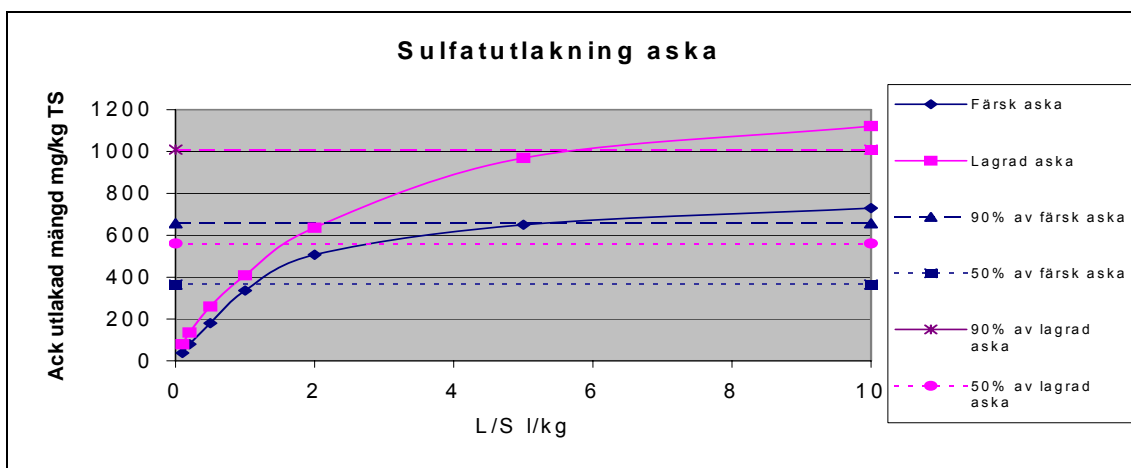
Undersökta prover	L/S (l/kg) när 90%* av ämnet utlakats	L/S (l/kg) när 50%* av ämnet utlakats
<b>Sulfater</b> Utlakad mängd vid L/S 10 anges.		
3 Askor 80000 mg/l (L/S 0,1), 33000 mg/kg TS ( L/S 10)	1,4	0,5
21100 mg/kg (L/S 2**), 27000 mg/kg TS vid L/S 10	3,8	0,8
40000 mg/l (L/S 0,1), 14000 mg/kg TS vid L/S 10	1,4	0,5
Färsk aska 730 mg/l (L/S 0,1) TS(L/S 10)	5,1	1,2
Lagrad aska 1121 mg/l (L/S 0,1)mg/kg TS (L/S 10)	5,8	1,4
3 Slam 250 mg/kg TS vid L/S 10	1,0	0,5
440 mg/kg TS vid L/S 10	8,2	1,0
600 mg/kg TS vid L/S 10	7,5	0,6
<b>Medel</b>	<b>4,4</b>	<b>0,8</b>
<b>Median</b>	<b>5,1</b>	<b>0,8</b>
<b>Std avvikelse</b>	<b>2,8</b>	<b>0,4</b>

\*Egentligen 90 % respektive 50 % av utlakningen vid L/S 10.

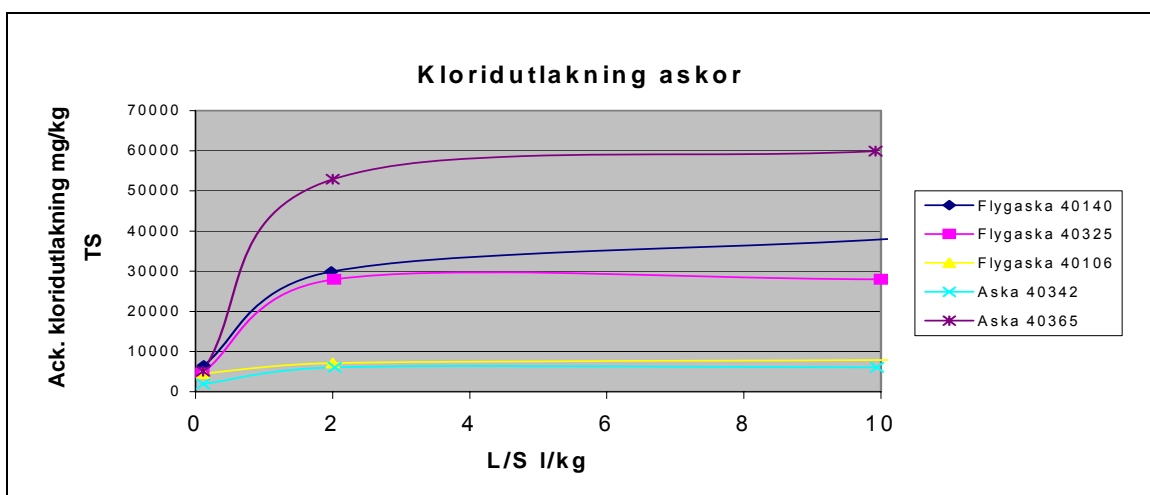
\*\* Har beräknats från skaktest



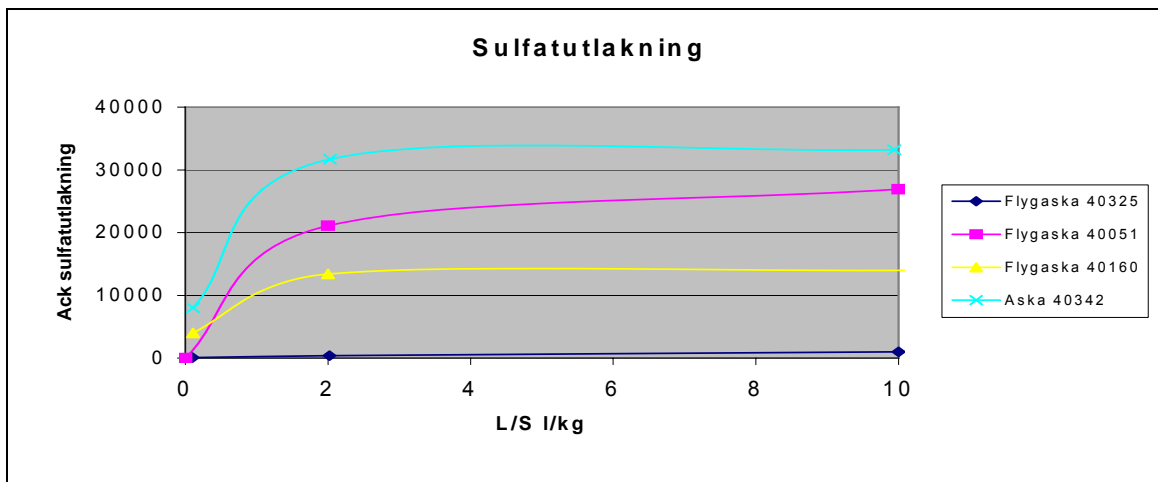
Figur 6.1 Exempel på utlakning av klorid i färsk och lagrad aska.



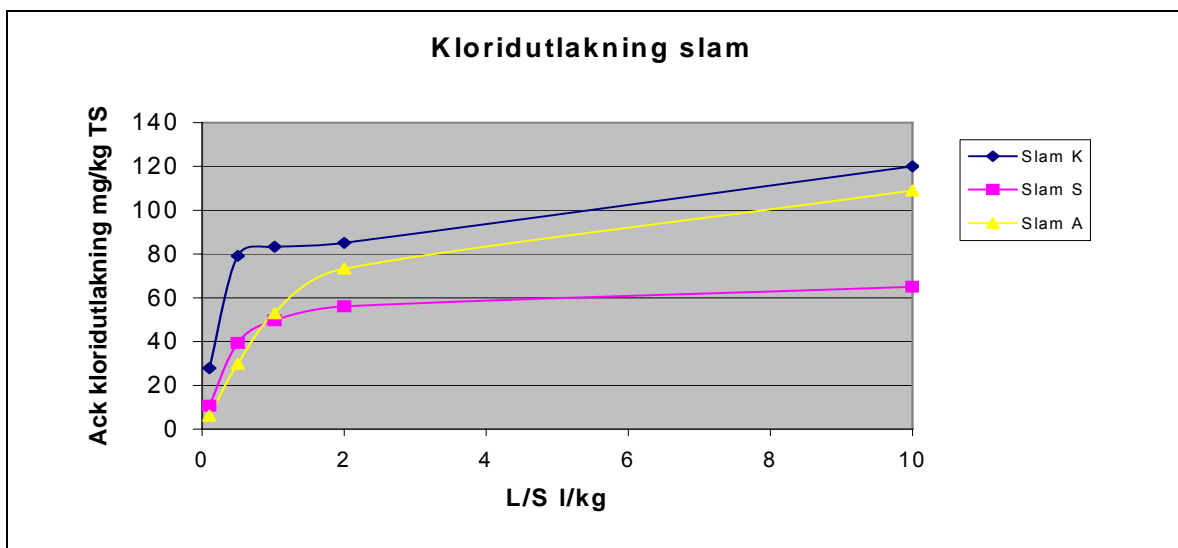
Figur 6.2 Exempel på utlakning av sulfat i färsk och lagrad aska.



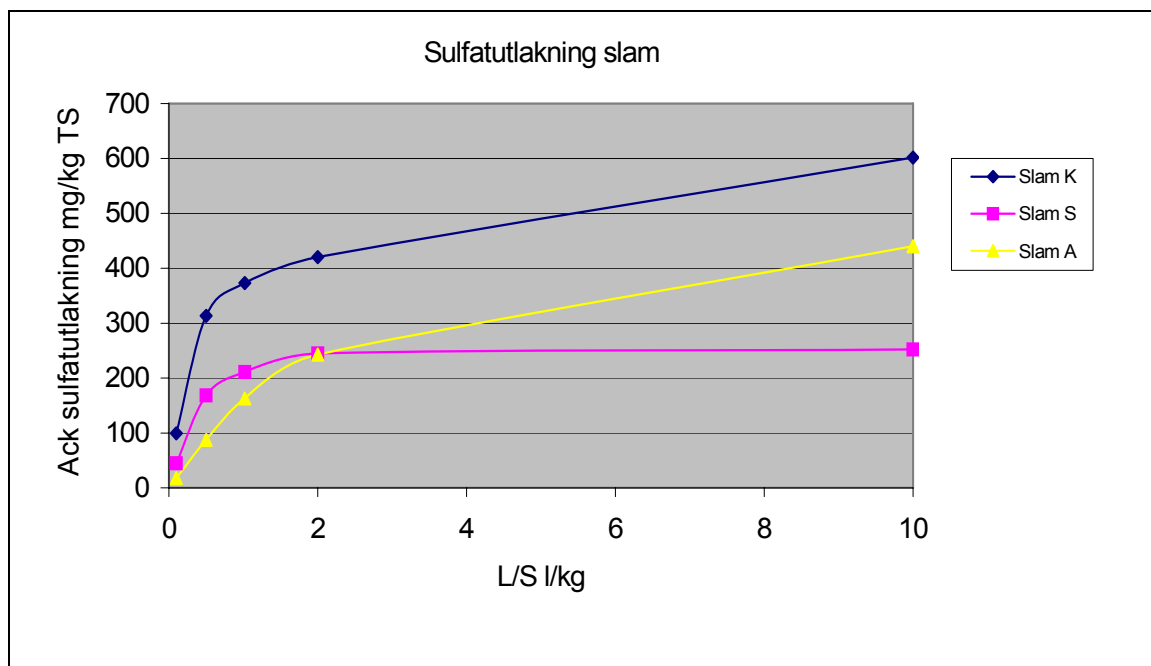
Figur 6.3 Exempel på utlakning av klorid i 5 olika askor.



Figur 6.4 Exempel på utlakning av sulfat i 4 olika askor.



Figur 6.5 Exempel på utlakning av klorid i slam.



Figur 6.6 Exempel på utlakning av sulfat i slam.

Som synes i både figur 6.1– 6.6 och tabell 6.1 varierar utlakningen beroende på typ av avfall, totalhalter mm. Observera att exemplen grundar sig på relativt få data.

### 6.3 L/S-förhållande som tid för några olika deponiscenarier

I avsnitt 6.1 beskrevs hur man kan beräkna vilken tid som det tar i en deponi för att nå ett visst L/S-förhållande. Här har tiden beräknats för två fall. Det första fallet beräknas tiden som åtgår för att nå visst L/S i deponins driftsfas när deponin inte är täckt och i det andra fallet när den är täckt enligt förordningen SFS 2001:512 om deponering av avfall. I båda fallen har följande antagits:

- Ingen genomströmning av grundvatten. Det förutsätts att avskärmande diken på deponin motverkar inströmning av grundvatten.
- Allt vatten som når deponiytan infiltrerar genom deponin
- Ett materials densitet är i sig beroende av materialets egenskaper (kornstorlek, kornform och mineralogi), sorterings- och packningsgrad. Vid beräkningarna nedan har utgått från avfall med tre olika densiteter:
  - 1,6 ton/m<sup>3</sup> som representerar t.ex. packad flygaska, slagg och förorenad jord.
  - 1,0 ton/m<sup>3</sup> som representerar medelhårt packat aska eller slam.
  - 0,5 ton/m<sup>3</sup> som representerar t.ex. löst packad aska eller fiberslam.

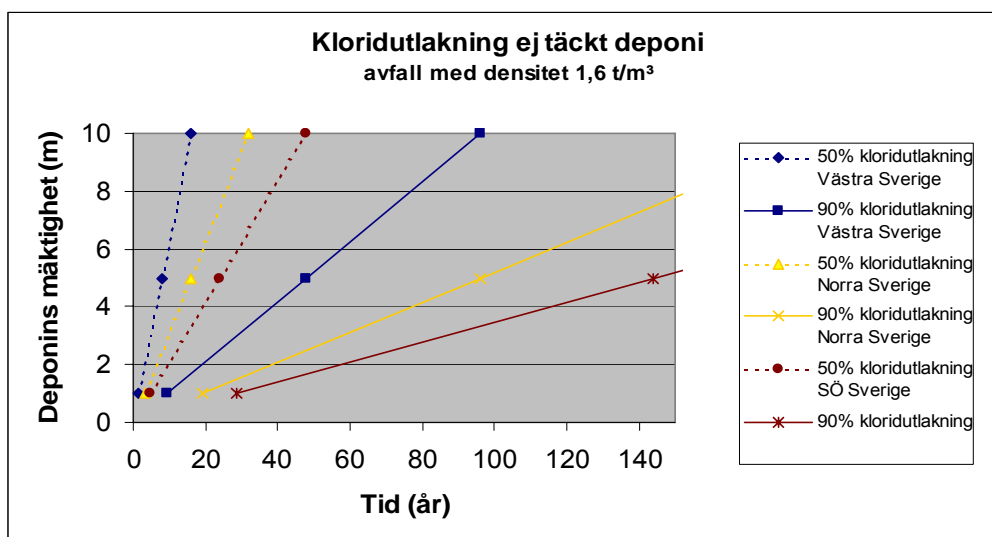
För att exemplifiera hur deponins geometriska form påverkar utlakningen har i nedanstående exempel beräkningar utförts för samma volym avfall, men med tre olika mäktigheter; 1, 5 och 10 meter. Detta innebär att i ett scenario är deponin smal och hög och i de andra låg och bred. Den geometriska formen på avfallet och således dess mäktighet, kan ha betydelse för hur stor mängd avfall det infiltrerade vattnet kommer i kontakt med.

### 6.3.1 Utlakning i driftsfas för deponin som inte är täckt

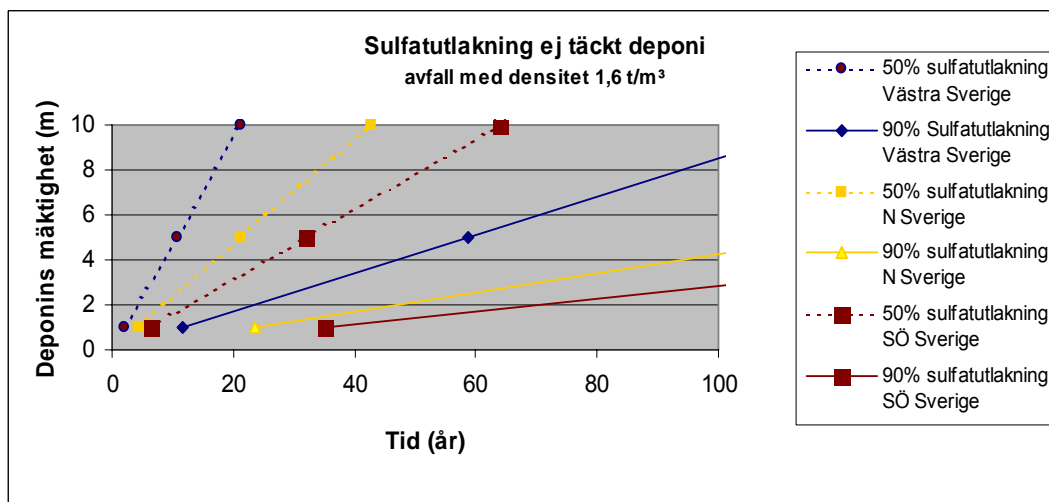
I detta scenario har följande antaganden gjorts:

- All nettonederbörd infiltrerar genom deponimassorna i scenariot för en deponi före täckning, d.v.s. driftsfasen. Nettonederbörd samt avdunstning är hämtad från SMHI:s avrinningskarta (SMHI, 2005) för olika landsdelar. Vi har valt att räkna på infiltration på 600 mm/år som representerar de västra delarna av Sverige (Boråstrakten) där det faller mest regn, 300 mm/år som motsvarar stora delar av norra Sverige och 200 mm/år som motsvarar de mer nederbördsfattiga delarna i sydöstra Sverige.

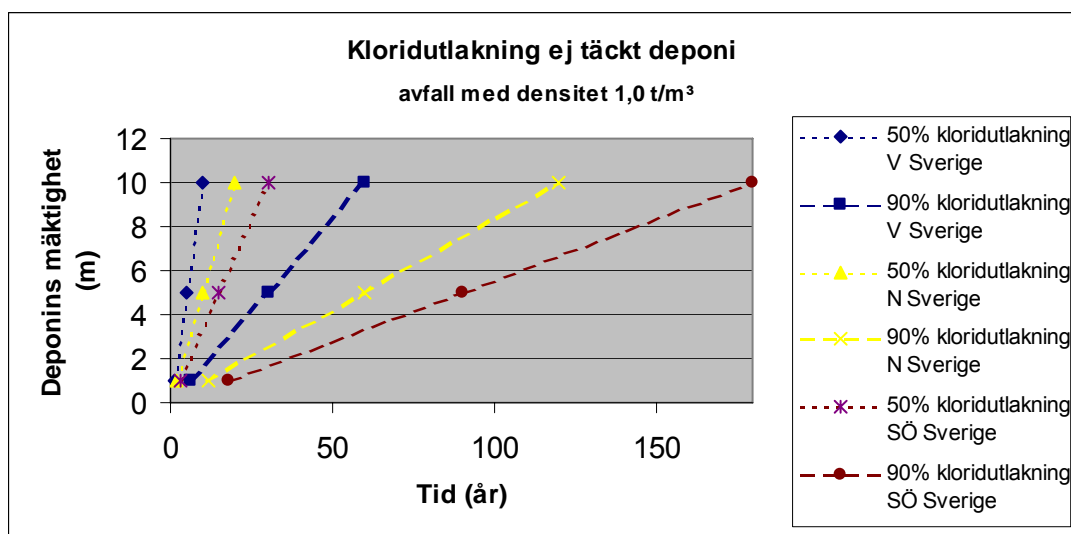
Resultatet redovisas i figur 6.7 – 6.12 samt i tabellform i bilaga 1. Notera att ju lägre densitet desto snabbare uppnås L/S-förhållandet när 50 % respektive 90 % av klorid respektive sulfat har lakat ut (OBS! att det är 50 % respektive 90 % av ack. utlakbar mängd vid L/S 10 som anges).



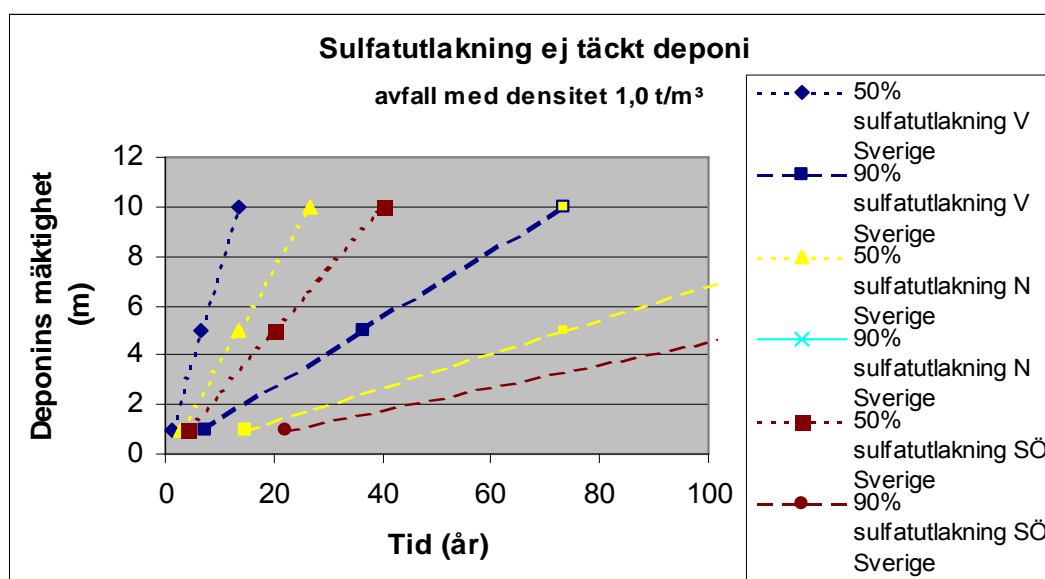
Figur 6.7 Kloridutlakning i ej täckt deponi för 3 olika nederbördsområden med 600, 300, 200 mm/år nettonederbörd samt vid olika deponimäktighet. Avfallets densitet är här 1,6 ton/m<sup>3</sup>.



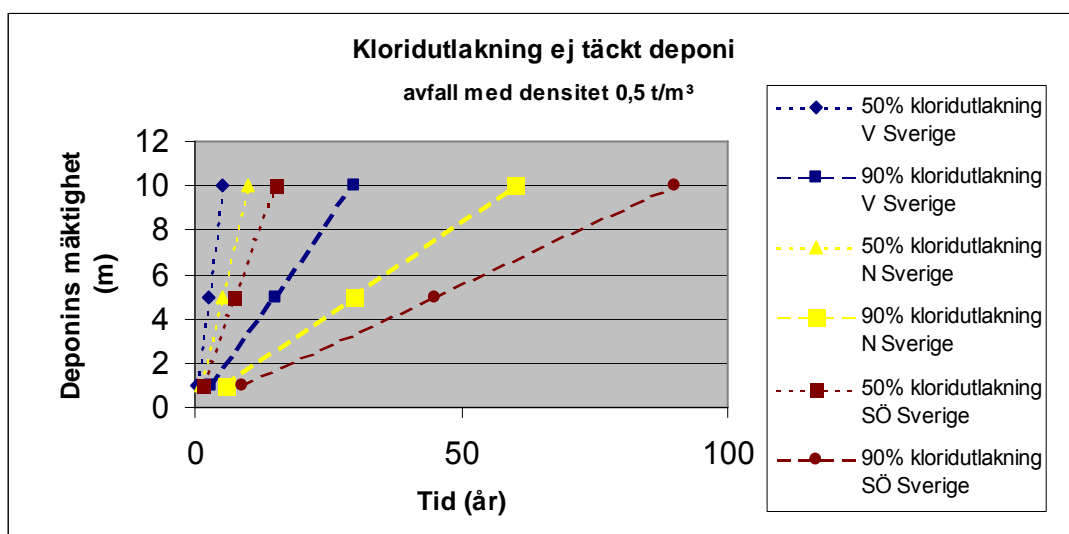
Figur 6.8 Sulfatutlakning i ej täckt deponi för 3 olika nederbördsområden med 600, 300, 200 mm/år nettonederbörd samt vid olika deponimäktighet. Avfallens densitet är här 1,6 ton/m<sup>3</sup>.



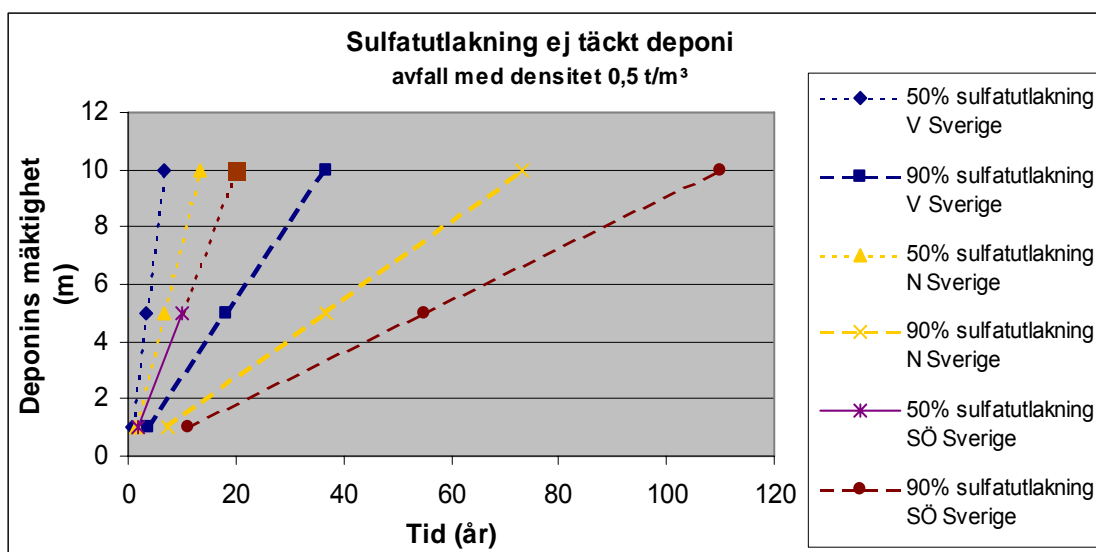
Figur 6.9 Kloridutlakning i ej täckt deponi för 3 olika nederbördsområden med 600, 300, 200 mm/år nettonederbörd samt vid olika deponimäktighet. Avfallens densitet är här 1,0 ton/m<sup>3</sup>.



Figur 6.10 Sulfatutlakning i ej täckt deponi för 3 olika nederbördsområden med 600, 300, 200 mm/år nettonederbörd samt vid olika deponimäktighet. Avfallens densitet är här 1,0 ton/m<sup>3</sup>.



Figur 6.11 Kloridutlakning i ej täckt deponi för 3 olika nederbördsområden med 600, 300, 200 mm/år nettonederbörd samt vid olika deponimäktighet. Avfallens densitet är här 0,5 ton/m<sup>3</sup>.



Figur 6.12 Sulfatutlakning i ej täckt deponi för 3 olika nederbördsområden med 600, 300, 200 mm/år nettonederbörd samt vid olika deponimäktighet. Avfallens densitet är här 0,5 ton/m<sup>3</sup>.

De beräknade utlakningarna i Figur 6.7 – 6.12 ger att:

- 50 % av kloridutlakningen och sulfatutlakningen har skett efter 0,5 – 6 år i en 1 m mäktig deponi beroende på avfallens densitet och hur nederbördsrikt området är.
- I en 5 m mäktig deponi i Västra Sverige (hög nederbörd) tar det 2,5 – 8 år innan 50 % av klorid och 3-11 år innan 50 % av sulfat har lakat ut beroende på avfallens densitet.
- I en deponi med låg mäktighet, ca 1 m med löst packat material, densitet 0,5 ton/m<sup>3</sup>, har 50 % av såväl klorid som sulfat lakat ut under första året.
- För en deponi som innehåller 10 m mäktighet av avfall med en densitet på ca 1,6 ton/m<sup>3</sup> tar det 20 – 50 år innan 50 % av den totala halten klorid lakats ut och 100 – 300 år tills 90 % av den totala halten klorider lakats ut beroende på hur nederbördsrikt området är.
- För en deponi som innehåller 10 m mäktighet av avfall med en densitet på ca 1,6 ton/m<sup>3</sup> tar det 20 – 65 år innan 50 % av sulfat lakat ut och 115 – 350 år tills 90 % av sulfaterna lakat ut beroende på hur nederbördsrikt området är.

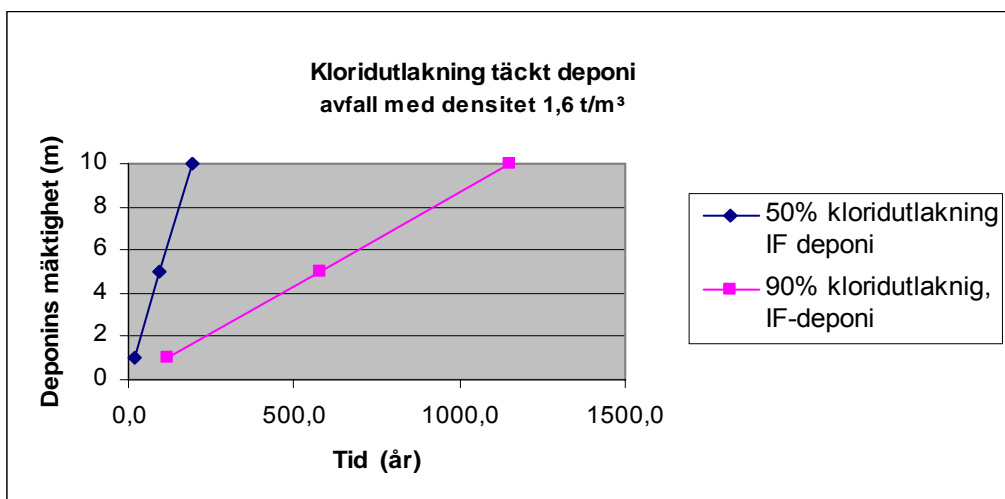
Observera att med totala halter i ovanstående resonemang avses totalt ackumulerbar mängd vid L/S 10.

### 6.3.2 Utlakning från en täckt deponi

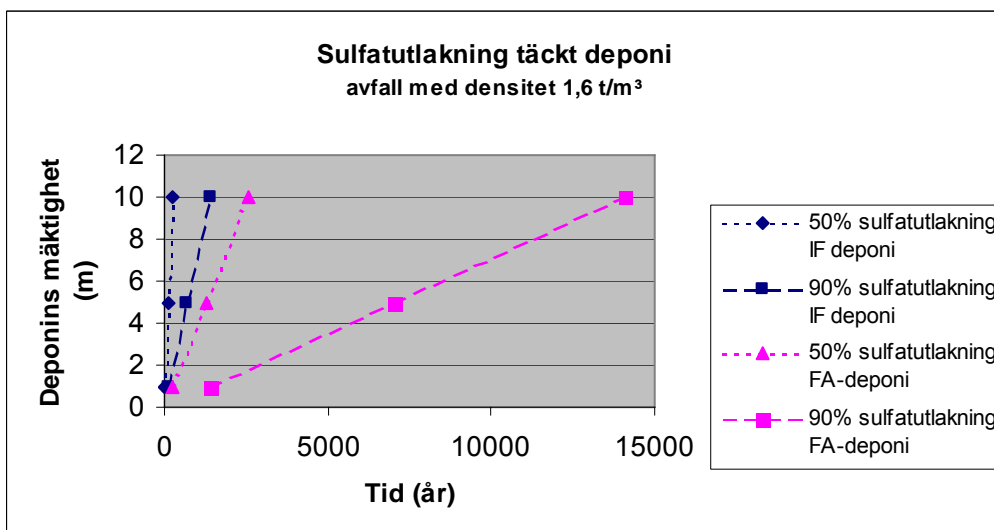
I det andra scenariot är deponin täckt. Den infiltrerade nederbörden överstiger inte de krav som ställs i förordningen SFS 2001:512 om deponering av avfall. Det innebär att infiltrationen i en deponi för icke farligt avfall, IF deponi, är högst 50 l/m<sup>2</sup> och år och infiltrationen i en deponi för farligt avfall, FA deponi, är högst 5 l/m<sup>2</sup> och år.



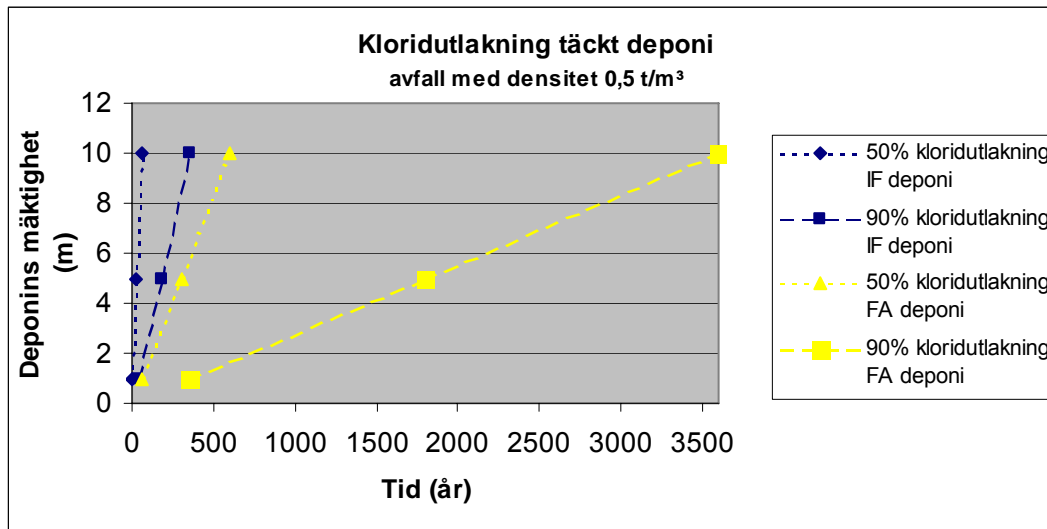
Resultaten från beräkningarna redovisas i figur 6.13 – 6.16 samt i tabellform i bilaga 1. I figur 6.13 – 6.14 är avfallets densitet 1,6 ton/m<sup>3</sup> och i figur 6.15 – 6.16 är densiteten 0,5 ton /m<sup>3</sup>. Vid deponier för farligt avfall är infiltrationen ner i avfallet så låg att det handlar om 1000-åriga perspektiv, även vid deponier för avfall med låg densitet och låg mäktighet, innan 90 % av den totala halten klorid respektive sulfat lakats ut ur materialet.



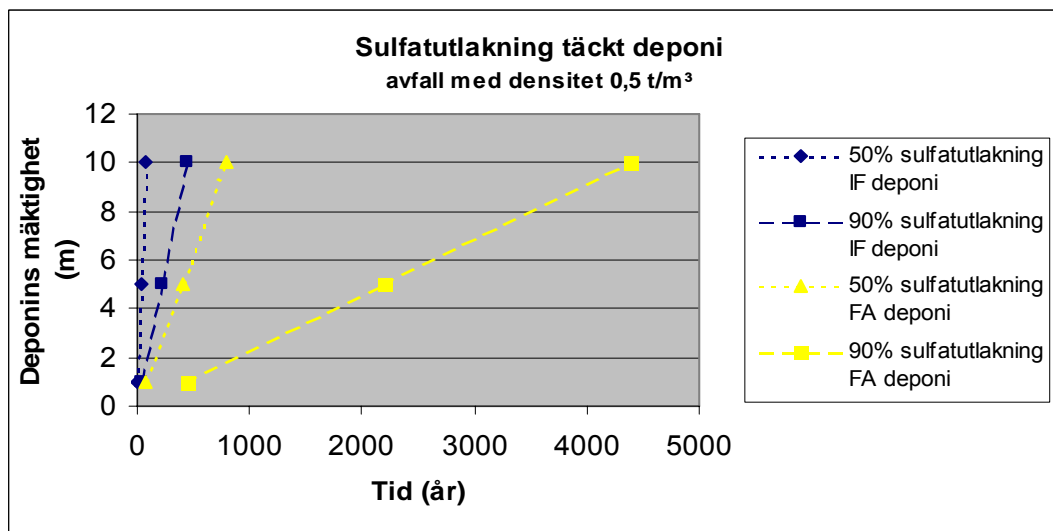
Figur 6.13 Kloridutlakning från en täckt deponi med olika mäktighet. Avfallets densitet är här 1,6 ton /m<sup>3</sup>.



Figur 6.14 Sulfatutlakning från en täckt deponi med olika mäktighet. Avfallets densitet är här 1,6 ton /m<sup>3</sup>.



Figur 6.15 Kloridutlakning från en täckt deponi med olika mäktighet. Avfallens densitet är här 0,5 ton /m<sup>3</sup>.



Figur 6.16 Sulfatutlakning från en täckt deponi med olika mäktighet. Avfallens densitet är här 0,5 ton /m<sup>3</sup>.

De beräknade utlakningarna i figur 6.13 – 6.18 ger följande:

- I en deponi med ca 1 m mäktighet med *icke farligt avfall* tar det 35 – 115 år innan 90 % av den totala halten av klorid lakats ut och 45 – 140 år innan 90 % av den totala halten av sulfat lakats ut.
- I en deponi med ca 5 m mäktighet av *icke farligt avfall* tar det 30 – 100 år innan 50 % av den totala halten av klorid lakats ut och 40 – 130 år innan 50 % av den totala halten av sulfat har lakats ut.
- I en deponi med ca 5 m mäktighet av *farligt avfall* tar det 360 – 1150 år innan 50 % av den totala halten av klorid och 400 – 1300 år innan 50 % av den totala halten av sulfat har lakats ut.

Observera att med totala halter i ovanstående resonemang avses totalt ackumulerbar mängd vid L/S 10.

## 6.4 Slutsatser

Beräkningarna i kapitel 6 visar att utlakningen av såväl klorid och sulfat sker relativt snabbt i ett avfall om det utsätts för infiltrerande vatten. Är infiltreringen maximal har uppåt 50 % av såväl klorid som sulfat lakats ut redan efter något eller några år och 90 % utlakning efter ca 10 – 30 år, och utlakningen skulle därmed kunna inrymmas under en deponis driftsfas. Av avsnitt 6.3 framgår att infiltreringen av vatten i deponin påverkas av faktorer som:

Nederbörds mängderna i området  
Materialets densitet och packningsgrad  
Deponins geometri  
Om någon täckning av deponin genomförts

Punkt 2 – 4 är faktorer som kan styras av verksamhetsutövaren.

Syftet med beräkningarna i avsnitt 6.3 är att visa på några viktiga faktorer som direkt påverkar hur snabb utlakningen från deponin kan bli. I beräkningsexemplen ovan finns flera teoretiska antagande. I verkligheten finns ytterligare faktorer som påverkar utlakningen. Det har t.ex. inte tagits hänsyn till att vissa material är så täta att vatten har svårt att infiltrera genom dem. Även avfallets torrsubstans vid deponeringstillfället och dess förmåga att ta upp vatten kan ha stor betydelse för utlakningshastigheten.

## 7 KLORID OCH SULFAT I KRITISKA AVFALL

### 7.1 Avfall som inte klarar gränserna för att få deponeras på deponi för farligt avfall

I en utredning som SGI gjort på uppdrag av Naturvårdsverket har kritiska deponiavfall som inte klarar gränsvärdena för att deponeras på en deponi för farligt avfall enligt NFS 2004:10 inventerats ("Kritiska deponiavfall som inte klarar gränserna för att deponeras på deponi för farligt avfall" SGI 2005).

Inventeringen gjordes hösten 2004, d.v.s. innan mottagningskriterierna NFS 2004:10 började gälla. I tabell 7.1 redovisas avfall där klorid och sulfat är de kritiska parametrarna. Tabellen visar att klorid är kritisk för en mycket stor mängd avfall och att askor utgör den största av dessa avfallsströmmar. Sulfat är framförallt kritiskt för stoft och slam från rökgasreningsprocesser.

Tabell 7.1 Avfall i Sverige där klorid och sulfat är kritiskt för att få deponeras på en deponi för farligt avfall enligt NFS 2004:10. (SGI 2005).

	Kritiska ämnen som överskrider gränsvärdet i deponi för farligt avfall. (SGI, 2005)	Kritiskt > 3ggr gränsvärde för deponi farligt avfall	Uppskattad mängd per år (ton) som inte klarar gränsvärdena vid deponi för farligt avfall (SGI, 2005)
<b>Askor</b>			
Flygaskor och rökgasreningsprodukter	As, Cl, Mo, Pb, Se, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Zn	Cl, Pb	130 000 – 150 000
Aska ospecificerat	As, Cl, Pb, Se, Zn, Mo, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl	
Aska SAKAB	Mo, Sb, Cl, Pb, Ni	Cl	
<b>Järn och Stålbranschen</b>			
Stoft och slam	Cr, Mo samt enstaka fall Zn, Cl, F <sup>-</sup> och SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>		10 000
<b>Plast och kemiföretagen</b>			28 500
Koksdamm	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Zn, Cr		50
Elfilterstoft	F <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cd, Ni	F <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cd, Ni	2 450
Annat filterslagg	F <sup>-</sup> , Cl	Cl	19 000
Annat filterstoft	Cl	Cl	11 300
Total mängd avfall där <b>klorid och sulfathalten kan vara kritiskt</b> för att klarar gränsvärdena för att få deponeras på en deponi för farligt avfall.			Ca 200 000 – 220 000

## 7.2 Hur uppträder klorid och sulfat i askor och rökgasreningsprodukter

Förbränningsrester som askor och rökgasprodukter härstammar från förbränningsanläggningar som förbränner olika typer av bränsle som olja, kol, returträ, hushållssopor och farligt avfall. Såväl innehållet i bränslet samt själva förbränningsprocessen påverkar askans sammansättning och utlakningsegenskaper.

Hushållssopor innehåller komponenter som bland annat papper, metall, plast och matrester. Soporna kan också innehålla en del felsorterat avfall så som elektriska komponenter. Returbränslen framställs ur utsorterat byggavfall, papper, kartong m.m..

Klor kan förekomma i förhöjda halter både i hushållsavfall och i returbränslen. Ursprunget är då bland annat matrester, plast och målat trä. Även svavel kan förekomma i förhöjda halter i returbränslen, framförallt i sorterat byggavfall som innehåller gipsskivor samt i vissa gummiavfall så som t.ex. bildäck.

Ur askbildningssynpunkt kan förbränningsprocessen i hög grad liknas vid en fraktionerad kondensation. Det innebär att de ämnen som har högsta kokpunkten, d.v.s. de flesta oxider utom alkalioxider, bildar aska först.

Alkalioxiderna, d.v.s. i första hand oxider av kalium, natrium tillsammans med klorider av natrium, kalium, zink, kadmium, bly samt arsenik, antimon och kvicksilver återfinns därför anrikade i flygaskan.

I motsvarande grad blir bottenaskan utarmad med avseende på dessa ämnen. Beroende på betingelserna kan det dock finnas avsevärda mängder av natrium, kalium, zink och, framförallt, kalcium även i bottenaskan.

Klor och svavel som finns i rökgaserna fångas upp i rökgasreningen med hjälp av uppslammad släckt kalk ( $\text{CaOH}$ ) och bildar kalciumsulfat och kalciumklorid.

Askorna som bildas vid askbildningsprocessen ändras relativt snabbt när den kommer i kontakt med vatten. Det som bildas i pannan hydratiseras och övergår till hydroxid och klorider med alkalimetaller. Dessa klorider är alla lösliga och lakas därför ur lätt.

Kalciumsulfatet som bildas vid rökgasreningen bibehåller till största delen denna form även efter omlagring. Även en del mer svårslösliga sulfater som t.ex. barium- och bly(II)sulfat bildas genom denna omlagring.

Askorna kan genomgå flera olika kemiska processer, oavsett dessa, sker en strukturell omvandling som innebär att ämnen med begränsad löslighet går i lösning för att sedan falla ut i gynnsamma områden, så kallad kemisk sintring. Denna leder till en ökad tätthet hos strukturen gentemot vattengenomströmning och utlakning. (Värmeforsk 2004)

## 8 SLUTSATSER

### 8.1 Hälsa- och miljöeffekter

Kloridjoners främsta påverkan på hälsa och miljö är risken för negativa effekter i närliggande dricksvattentäkter. Höga kloridhalter i dricksvattnet är i sig inget hälsoproblem utan mer ett materialtekniskt- och smakproblem. Utöver detta indikerar studier att höga kloridhalter i jord kan ge en minskad adsorptionen av Cd i jorden. Höga kloridhalter kan också indikera närvaron andra joner som t.ex. natrium som i sin tur kan påverka utlakningen av metaller som Pb, Zn och Cu. Höga kloridhalter har även vid vissa betingelser visat sig påverka bildning av klororganiska föreningar (både mindre toxiska föreningar och mer problematiska föreningar som kloroform och trikloreten). Omfattningen är dock okänd liksom inverkan av andra omgivningsfaktorer.

Mot bakgrund av ovanstående kan konstateras att det finns risk för negativa effekter av höga kloridhalter i lakvattnet, särskilt om avfallet i deponin även innehåller organiskt material eller höga halter av metaller.

Sulfats största påverkan på hälsa och miljö är risken för negativa effekter på kvalitén i närliggande dricksvattenbrunnar. Förutom det indikerar också förekomsten av sulfat i lakvattnet att det kan förekomma sulfidmineral i avfallet. Vid oxiderande förhållanden finns då risken att lakvattnet har en försurande effekt på omgivningen. Sulfatinnehållet indikerar också närvaron av svavel som kan finnas tillgänglig för svavelvätebildning, som i sin tur är en viktig faktor när det gäller metallutlakning ur fasta material. Svavelväte är en toxisk och mycket brandfarlig gas som bildas främst i anaeroba miljöer.

Sammantaget kan konstateras att det gjorts en hel del studier av miljö- och hälsoeffekter av klorid och sulfat. Det saknas dock en fullständig bild av hur dessa ämnen påverkar utlakning av andra ämnen. Vid bedömning av miljö- och hälsoeffekter bör också recipientens känslighet beaktas. Vid annan recipient än grundvatten kan då kriterierna som skall uppfyllas istället för dricksvattenkvalité utgöras av bakgrundshalt för den aktuella recipienten.

### 8.2 Riskbedömning som underlag för dispensansökan

Dispens för deponering av avfall som lakar högre halter än de som anges i mottagningskriterierna får medges endast under förutsättning att det är visat att ett högre gränsvärde inte medför någon ytterligare risk för människors hälsa eller miljön. Vid bedömningen skall hänsyn tas till deponins beskaffenhet och lokalisering. För bedömning av om ökad risk för människors hälsa eller miljö föreligger måste en platsspecifik riskbedömning genomföras.

TAC-modellen utvecklades för att etablera acceptanskriterier för olika ämnen i enlighet med bilaga 2 i deponeringsdirektivet (1999/31/EG). Acceptanskriterierna har bestämts genom beräkning av föroreningshalter för ett specificerat spridningsscenario i definierade kontrollpunkter nedströms deponin. TAC-modellen kan även användas för att göra en platsspecifik riskbedömning av en deponi. Vid beräkning av föroreningstransport är TAC-modellen begränsad till transport i omättad och mättad zon och beräkningarna görs enligt gängse teorier för grundvattenflöde och transport av lösta ämnen. TAC-

modellen förutsätter vertikal transport genom den omättade zonen och en horisontell transport genom den mättade zonen.

I TAC-modellen finns det inga anvisningar för hur förorenings-spridning till ytvattenrecipient skall hanteras. I sådana fall måste antaganden om utspädning mellan grundvatten och ytvatten göras. Direktexponering av ytvattenrecipient från deponi är heller inte applicerbart för TAC-modellen. För platsspecifik riskbedömning i fall där recipienten inte utgörs av grundvatten som skall hålla dricksvattenkvalité måste således annan modell användas.

## **9 FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE**

### **9.1 Miljö- och hälsoeffekter**

Fortsatta studier avseende avfallsslagens påverkan på varandra behövs. Ett sätt att angripa problemet kan vara påverkansdiagram/interaktionsmatriser för några olika typer av relevanta avfall där man visar vilka faktorer som påverkar systemet, väljer ut de viktigaste, och försöker sätta ett värde på deras inverkan.

### **9.2 Riskbedömning**

Inom ramen för detta uppdrag har det inte funnits möjlighet att genomföra scenariomodelleringar enligt TAC-modellen. För att ge stöd till miljömyndigheter vid bedömning av förorenings spridning från deponier föreslås att ett antal scenarier, relevanta för svenska förhållanden, beskrivs. Dessa scenarier bör vara baserade på avfall som kan vara kritiska med avseende på mottagningskriterierna samt på typiska deponier i Sverige (höjd, bredd, sluttäckning, mm) samt på typiska svenska geologiska och geohydrologiska miljöer.



## 10 REFERENSER

Acidrain.org (2006). Acidification and eutrophication.

<http://www.acidrain.org>

Adler P m.fl. (2004). Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt avfallsförordningen. Värmeforsk, proj.nr. Q4-142.

Appelton B et al (2003). Trees and shrubs that tolerate saline soils and salt spray drift. Publication number 430:031 Jan 2003.

<http://www.ext.vt.edu/pubs/trees/430-031>

Backerman J (2006). Salt damage on plants. From eNews University of Minnesota, Jan 2006.

[http://www1.umn.edu/umnews/Feature\\_Stories/Salt\\_damage\\_on\\_plants](http://www1.umn.edu/umnews/Feature_Stories/Salt_damage_on_plants)

Bäckman, L, Folkesson L (1995). Saltpåverkan på vegetation, grundvatten och mark utmed E20 och Rv 48 i Skaraborgs län 199. VTI meddelande 775-1995.

Ecke H, Bjurström H (2005). Samdeponering av gips och organiskt avfall. Utredningsrapport åt Naturvårdsverket.

Hallgren-Larsson E m.fl (2003). Luftföroreningar i skogliga provytor – Resultat till och med september 2002. IVL Rapport B 1521

Hjelmar, O., H.A. van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A. Brun & D. Hall (2001). Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds.): Sardinia 2001, Proceedings of the Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, CISA, Vol. III, CISA, 2001, pp. 712-721.

Hjelmar, O., Holm J., Hansen J.G. Dahlström K. (2005). Implementation of the EU Waste acceptance Criteria for Landfilling in Denmark. Sardinia 2005.

Håkansson, K (2002). Förstudie av metoder för byggnation på svavelhaltiga jordar – tekniska och miljömässiga aspekter. SGI Rapport, proj.nr. 10 730.

Hägg G (1979). Allmän och oorganisk kemi. Liber AB ISBN 9120066260.

Jansson PE, Norrström AC, Cedermark H, Folkesson L (pågående). Operativ prediktionsmodell för miljöpåverkan av vägsalt – en förstudie. KTH, Institutionen för mark- och vattenteknik.

KEMI (2006). Ämnesinformation. <http://www.kemi.se>

Lide D R (1999). Handbook of Chemistry and Physics, 6:e upplagan. ISBN: 0849304865 / 0-8493-0486-5.

Lundmark A (2005). Modellering av vägsaltets påverkan på vattnet i marken i en vägnära miljö. Sammanfattning av en licentiatavhandling CDU M11.

Lundgren, Karlqvist, Qvarfort (1982). Bentonittätning mot lakvatten. SGI Rapport No 14.

Lång L-O m.fl (2003). Grundvattenövervakning i Örebro Län – sammanställning och utvärdering av grundvattenanalyser 1991 och 2002. SGU Rapport 2003:16.

Lång L-O m.fl. (2005). Utvärdering av data från miljöövervakningen av grundvatten i Västra Götaland. SGU Rapport 2005:38.

Naturvårdsverket (1997). Development of generic guidelines values – models and data used for the development of generic guidelines values for contaminated soils in Sweden. Naturvårdsverkets rapport nr 4639.

Naturvårdsverket (1997). Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverkets rapport nr 4638.

Naturvårdsverket (1999). Bedömningsgrunder för miljökvalité. Grundvatten. Naturvårdsverkets rapport 4915.

Naturvårdsverket (2000). Marine Environment: Salinity map.

Naturvårdsverket (2004). Föreskrifter om deponering och förfarandet vid mottagning av avfall vid deponeringsanläggning. NFS 2004:10.

Norrström AC, Jacks G (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. Artikel i The Science of the Total Environment 218 (1998) sid 161-174.

Rosén B, Lindmark P (1998). Municipal well along highway damaged by deicing – a local case study at Brännebrona Sweden.

Rootzén H m.fl (1999). Modellering av korrosion, Examensarbeten CTH.

<http://www.math.chalmers.se/Stat/Grundutb/Exjobb/>

RVF (2001). Långtidsegenskaper hos tätskikt innehållande bentonit. Rapport 01:12.

SGF (1999). Tätskikt i mark, vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer. Rapport 1:99.

SLU (2006). Databank för vattenkemi. Institutionen för miljöanalys.

<http://www.slu.se>

Statens Livsmedelsverk (2001). Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30.

Svensson A (2003). Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 2000 och 2001. IVL Rapport L03/49.

USEPA (2006). Water chemistry, salinity. University of Rhode Island, Office of Marine Program. <http://omp.gso.uri.edu>

Wadstein Ebba m.fl (2005). Kritiska deponiavfall – som inte klarar gränsen för att deponeras på deponi för farligt avfall. SGI, Varia 555.

Wentworth Shire Council (2002 – 2005). Coping with salt water. <http://www.wentworth.nsw.gov.au/index.php>

WHO (1993, 1996, 1998, 2003) Guidelines for drinking water quality. WHO Geneve.

Öman C, Malmberg M, Wolf-Watz (2002). Utveckling av metoder för Karakterisering av lakvatten från avfallsupplag, IVL Rapport.



**Underlagsdata till diagram i kapitel 6.**

# **NÄR UPPSTÅR VISST L/S I NÅGRA OLIKA DEPONIER?**

Klorid och sulfatutlakning i deponi som ej är täckt  
avfall med densitet 1,6 t/m<sup>3</sup> (anges som kg/m<sup>3</sup> i tabellen)

	Densitet kg/m <sup>3</sup>	Mäktighet m	Max infiltration mm/år	L/S	Tid för L/S år
Västra Sverige	1600	1	600 Klorid 50%	0,6	1,6
	1600	1	600 Sulfat 50%	0,8	2,1
	1600	1	600 Klorid 90%	3,6	9,6
	1600	1	600 Sulfat 90%	4,4	11,7
	1600	5	600 Klorid 50%	0,6	8,0
	1600	5	600 Sulfat 50%	0,8	10,7
	1600	5	600 Klorid 90%	3,6	48,0
	1600	5	600 Sulfat 90%	4,4	58,7
	1600	10	600 Klorid 50%	0,6	16,0
	1600	10	600 Sulfat 50%	0,8	21,3
	1600	10	600 Klorid 90%	3,6	96,0
	1600	10	600 Sulfat 90%	4,4	117,3
Norra Sverige	1600	1	300 Klorid 50%	0,6	3,2
	1600	1	300 Sulfat 50%	0,8	4,3
	1600	1	300 Klorid 90%	3,6	19,2
	1600	1	300 Sulfat 90%	4,4	23,5
	1600	5	300 Klorid 50%	0,6	16,0
	1600	5	300 Sulfat 50%	0,8	21,3
	1600	5	300 Klorid 90%	3,6	96,0
	1600	5	300 Sulfat 90%	4,4	117,3
	1600	10	300 Klorid 50%	0,6	32,0
	1600	10	300 Sulfat 50%	0,8	42,7
	1600	10	300 Klorid 90%	3,6	192,0
	1600	10	300 Sulfat 90%	4,4	234,7
Sydöstra Sverige	1600	1	200 Klorid 50%	0,6	4,8
	1600	1	200 Sulfat 50%	0,8	6,4
	1600	1	200 Klorid 90%	3,6	28,8
	1600	1	200 Sulfat 90%	4,4	35,2
	1600	5	200 Klorid 50%	0,6	24,0
	1600	5	200 Sulfat 50%	0,8	32,0
	1600	5	200 Klorid 90%	3,6	144,0
	1600	5	200 Sulfat 90%	4,4	176,0
	1600	10	200 Klorid 50%	0,6	48,0
	1600	10	200 Sulfat 50%	0,8	64,0
	1600	10	200 Klorid 90%	3,6	288,0
	1600	10	200 Sulfat 90%	4,4	352,0

Klorid och sulfatutlakning i deponi som ej är täckt  
avfall med densitet 1,0 t/m<sup>3</sup> (anges som kg/m<sup>3</sup> i tabellen)

	Densitet kg/m <sup>3</sup>	Mäktighet m	Max infiltration mm/år	L/S	Tid för L/S
Västra Sverige	1000	1	600 Klorid 50%	0,6	<b>1,0</b>
	1000	1	600 Sulfat 50%	0,8	<b>1,3</b>
	1000	1	600 Klorid 90%	3,6	<b>6,0</b>
	1000	1	600 Sulfat 90%	4,4	<b>7,3</b>
	1000	5	600 Klorid 50%	0,6	<b>5,0</b>
	1000	5	600 Sulfat 50%	0,8	<b>6,7</b>
	1000	5	600 Klorid 90%	3,6	<b>30,0</b>
	1000	5	600 Sulfat 90%	4,4	<b>36,7</b>
	1000	10	600 Klorid 50%	0,6	<b>10,0</b>
	1000	10	600 Sulfat 50%	0,8	<b>13,3</b>
	1000	10	600 Klorid 90%	3,6	<b>60,0</b>
	1000	10	600 Sulfat 90%	4,4	<b>73,3</b>
Norra Sverige	1000	1	300 Klorid 50%	0,6	<b>2,0</b>
	1000	1	300 Sulfat 50%	0,8	<b>2,7</b>
	1000	1	300 Klorid 90%	3,6	<b>12,0</b>
	1000	1	300 Sulfat 90%	4,4	<b>14,7</b>
	1000	5	300 Klorid 50%	0,6	<b>10,0</b>
	1000	5	300 Sulfat 50%	0,8	<b>13,3</b>
	1000	5	300 Klorid 90%	3,6	<b>60,0</b>
	1000	5	300 Sulfat 90%	4,4	<b>73,3</b>
	1000	10	300 Klorid 50%	0,6	<b>20,0</b>
	1000	10	300 Sulfat 50%	0,8	<b>26,7</b>
	1000	10	300 Klorid 90%	3,6	<b>120,0</b>
	1000	10	300 Sulfat 90%	4,4	<b>146,7</b>
Sydöstra Sverige	1000	1	200 Klorid 50%	0,6	<b>3,0</b>
	1000	1	200 Sulfat 50%	0,8	<b>4,0</b>
	1000	1	200 Klorid 90%	3,6	<b>18,0</b>
	1000	1	200 Sulfat 90%	4,4	<b>22,0</b>
	1000	5	200 Klorid 50%	0,6	<b>15,0</b>
	1000	5	200 Sulfat 50%	0,8	<b>20,0</b>
	1000	5	200 Klorid 90%	3,6	<b>90,0</b>
	1000	5	200 Sulfat 90%	4,4	<b>110,0</b>
	1000	10	200 Klorid 50%	0,6	<b>30,0</b>
	1000	10	200 Sulfat 50%	0,8	<b>40,0</b>
	1000	10	200 Klorid 90%	3,6	<b>180,0</b>
	1000	10	200 Sulfat 90%	4,4	<b>220,0</b>

Klorid och sulfatutlakning i deponi som ej är täckt  
avfall med densitet 0,5 t/m<sup>3</sup> (anges som kg/m<sup>3</sup> i tabellen)

	Densitet kg/m <sup>3</sup>	Mäktighet m	Max infiltration mm/år	L/S	Tid för L/S
Västra Sverige	500	1	600 Klorid 50%	0,6	<b>0,5</b>
	500	1	600 Sulfat 50%	0,8	<b>0,7</b>
	500	1	600 Klorid 90%	3,6	<b>3,0</b>
	500	1	600 Sulfat 90%	4,4	<b>3,7</b>
	500	5	600 Klorid 50%	0,6	<b>2,5</b>
	500	5	600 Sulfat 50%	0,8	<b>3,3</b>
	500	5	600 Klorid 90%	3,6	<b>15,0</b>
	500	5	600 Sulfat 90%	4,4	<b>18,3</b>
	500	10	600 Klorid 50%	0,6	<b>5,0</b>
	500	10	600 Sulfat 50%	0,8	<b>6,7</b>
	500	10	600 Klorid 90%	3,6	<b>30,0</b>
	500	10	600 Sulfat 90%	4,4	<b>36,7</b>
Norra Sverige	500	1	300 Klorid 50%	0,6	<b>1,0</b>
	500	1	300 Sulfat 50%	0,8	<b>1,3</b>
	500	1	300 Klorid 90%	3,6	<b>6,0</b>
	500	1	300 Sulfat 90%	4,4	<b>7,3</b>
	500	5	300 Klorid 50%	0,6	<b>5,0</b>
	500	5	300 Sulfat 50%	0,8	<b>6,7</b>
	500	5	300 Klorid 90%	3,6	<b>30,0</b>
	500	5	300 Sulfat 90%	4,4	<b>36,7</b>
	500	10	300 Klorid 50%	0,6	<b>10,0</b>
	500	10	300 Sulfat 50%	0,8	<b>13,3</b>
	500	10	300 Klorid 90%	3,6	<b>60,0</b>
	500	10	300 Sulfat 90%	4,4	<b>73,3</b>
Sydöstra Sverige	500	1	200 Klorid 50%	0,6	<b>1,5</b>
	500	1	200 Sulfat 50%	0,8	<b>2,0</b>
	500	1	200 Klorid 90%	3,6	<b>9,0</b>
	500	1	200 Sulfat 90%	4,4	<b>11,0</b>
	500	5	200 Klorid 50%	0,6	<b>7,5</b>
	500	5	200 Sulfat 50%	0,8	<b>10,0</b>
	500	5	200 Klorid 90%	3,6	<b>45,0</b>
	500	5	200 Sulfat 90%	4,4	<b>55,0</b>
	500	10	200 Klorid 50%	0,6	<b>15,0</b>
	500	10	200 Sulfat 50%	0,8	<b>20,0</b>
	500	10	200 Klorid 90%	3,6	<b>90,0</b>
	500	10	200 Sulfat 90%	4,4	<b>110,0</b>



Klorid och sulfatutlakning täckt deponi  
avfall med densitet 1,6 t/m<sup>3</sup> (anges som kg/m<sup>3</sup> i tabellen)

	Densitet kg/m <sup>3</sup>	Mäktighet m	Max infiltration mm/år	L/S	Tid för L/S
Västra Sverige	500	1	600 Klorid 50%	0,6	<b>0,5</b>
	500	1	600 Sulfat 50%	0,8	<b>0,7</b>
	500	1	600 Klorid 90%	3,6	<b>3,0</b>
	500	1	600 Sulfat 90%	4,4	<b>3,7</b>
	500	5	600 Klorid 50%	0,6	<b>2,5</b>
	500	5	600 Sulfat 50%	0,8	<b>3,3</b>
	500	5	600 Klorid 90%	3,6	<b>15,0</b>
	500	5	600 Sulfat 90%	4,4	<b>18,3</b>
	500	10	600 Klorid 50%	0,6	<b>5,0</b>
	500	10	600 Sulfat 50%	0,8	<b>6,7</b>
	500	10	600 Klorid 90%	3,6	<b>30,0</b>
	500	10	600 Sulfat 90%	4,4	<b>36,7</b>
Norra Sverige	500	1	300 Klorid 50%	0,6	<b>1,0</b>
	500	1	300 Sulfat 50%	0,8	<b>1,3</b>
	500	1	300 Klorid 90%	3,6	<b>6,0</b>
	500	1	300 Sulfat 90%	4,4	<b>7,3</b>
	500	5	300 Klorid 50%	0,6	<b>5,0</b>
	500	5	300 Sulfat 50%	0,8	<b>6,7</b>
	500	5	300 Klorid 90%	3,6	<b>30,0</b>
	500	5	300 Sulfat 90%	4,4	<b>36,7</b>
	500	10	300 Klorid 50%	0,6	<b>10,0</b>
	500	10	300 Sulfat 50%	0,8	<b>13,3</b>
	500	10	300 Klorid 90%	3,6	<b>60,0</b>
	500	10	300 Sulfat 90%	4,4	<b>73,3</b>
Sydöstra Sverige	500	1	200 Klorid 50%	0,6	<b>1,5</b>
	500	1	200 Sulfat 50%	0,8	<b>2,0</b>
	500	1	200 Klorid 90%	3,6	<b>9,0</b>
	500	1	200 Sulfat 90%	4,4	<b>11,0</b>
	500	5	200 Klorid 50%	0,6	<b>7,5</b>
	500	5	200 Sulfat 50%	0,8	<b>10,0</b>
	500	5	200 Klorid 90%	3,6	<b>45,0</b>
	500	5	200 Sulfat 90%	4,4	<b>55,0</b>
	500	10	200 Klorid 50%	0,6	<b>15,0</b>
	500	10	200 Sulfat 50%	0,8	<b>20,0</b>
	500	10	200 Klorid 90%	3,6	<b>90,0</b>
	500	10	200 Sulfat 90%	4,4	<b>110,0</b>

Klorid och sulfatutlakning täckt deponi  
avfall med densitet 1,0 t/m<sup>3</sup> (anges som kg/m<sup>3</sup> i tabell)

	Densitet kg/m <sup>3</sup>	Mäktighet m	Max infiltration mm/år	L/S	Tid för L/S
Västra Sverige	1000	1	50 Klorid 50%	0,6	<b>12,0</b>
	1000	1	50 Sulfat 50%	0,8	<b>16,0</b>
	1000	1	50 Klorid 90%	3,6	<b>72,0</b>
	1000	1	50 Sulfat 90%	4,4	<b>88,0</b>
	1000	5	50 Klorid 50%	0,6	<b>60,0</b>
	1000	5	50 Sulfat 50%	0,8	<b>80,0</b>
	1000	5	50 Klorid 90%	3,6	<b>360,0</b>
	1000	5	50 Sulfat 90%	4,4	<b>440,0</b>
	1000	10	50 Klorid 50%	0,6	<b>120,0</b>
	1000	10	50 Sulfat 50%	0,8	<b>160,0</b>
	1000	10	50 Klorid 90%	3,6	<b>720,0</b>
	1000	10	50 Sulfat 90%	4,4	<b>880,0</b>
Sydöstra Sverige	1000	1	5 Klorid 50%	0,6	<b>120,0</b>
	1000	1	5 Sulfat 50%	0,8	<b>160,0</b>
	1000	1	5 Klorid 90%	3,6	<b>720,0</b>
	1000	1	5 Sulfat 90%	4,4	<b>880,0</b>
	1000	5	5 Klorid 50%	0,6	<b>600,0</b>
	1000	5	5 Sulfat 50%	0,8	<b>800,0</b>
	1000	5	5 Klorid 90%	3,6	<b>3600,0</b>
	1000	5	5 Sulfat 90%	4,4	<b>4400,0</b>
	1000	10	5 Klorid 50%	0,6	<b>1200,0</b>
	1000	10	5 Sulfat 50%	0,8	<b>1600,0</b>
	1000	10	5 Klorid 90%	3,6	<b>7200,0</b>
	1000	10	5 Sulfat 90%	4,4	<b>8800,0</b>

Klorid och sulfatutlakning täckt deponi  
avfall med densitet 0,5 t/m<sup>3</sup> (anges som kg/m<sup>3</sup> i tabellen)

	Densitet kg/m <sup>3</sup>	Mäktighet m	Max infiltration mm/år	L/S	Tid för L/S	
Västra Sverige	500	1	50 Klorid 50%	0,6	<b>6,0</b>	
	500	1	50 Sulfat 50%	0,8	<b>8,0</b>	
	500	1	50 Klorid 90%	3,6	<b>36,0</b>	
	500	1	50 Sulfat 90%	4,4	<b>44,0</b>	
	500	5	50 Klorid 50%	0,6	<b>30,0</b>	
	500	5	50 Sulfat 50%	0,8	<b>40,0</b>	
	500	5	50 Klorid 90%	3,6	<b>180,0</b>	
	500	5	50 Sulfat 90%	4,4	<b>220,0</b>	
	500	10	50 Klorid 50%	0,6	<b>60,0</b>	
	500	10	50 Sulfat 50%	0,8	<b>80,0</b>	
	500	10	50 Klorid 90%	3,6	<b>360,0</b>	
	500	10	50 Sulfat 90%	4,4	<b>440,0</b>	
	Sydöstra Sverige	500	1	5 Klorid 50%	0,6	<b>60,0</b>
		500	1	5 Sulfat 50%	0,8	<b>80,0</b>
		500	1	5 Klorid 90%	3,6	<b>360,0</b>
		500	1	5 Sulfat 90%	4,4	<b>440,0</b>
500		5	5 Klorid 50%	0,6	<b>300,0</b>	
500		5	5 Sulfat 50%	0,8	<b>400,0</b>	
500		5	5 Klorid 90%	3,6	<b>1800,0</b>	
500		5	5 Sulfat 90%	4,4	<b>2200,0</b>	
	500	10	5 Klorid 50%	0,6	<b>600,0</b>	
	500	10	5 Sulfat 50%	0,8	<b>800,0</b>	
	500	10	5 Klorid 90%	3,6	<b>3600,0</b>	
	500	10	5 Sulfat 90%	4,4	<b>4400,0</b>	



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](mailto:sgi@swedgeo.se) Internet: [www.swedgeo.se](http://www.swedgeo.se)