

# Resurseffektiv lakvattenbehandling

Mats Ek, Mats Almemark, Mikael Malmaeus,  
Christian Junestedt  
B2006  
April 2012

Rapporten godkänd:  
2012-04-17



John Munthe  
Forskningschef

<b>Organisation</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB	<b>Rapportsammanfattning</b>
<b>Adress</b> Box 21060 100 31 Stockholm	<b>Projekttitel</b> Resurseffektiv lakvattenbehandling
<b>Telefonnr</b> 08-598 563 00	<b>Anslagsgivare för projektet</b> Naturvårdsverket, Avfall Sverige, Renova AB, Ragn-Sells och Vafab Miljö
<b>Rapportförfattare</b> Mats Ek, Mats Almemark, Mikael Malmaeus, Christian Junestedt	
<b>Rapporttitel och undertitel</b> Resurseffektiv lakvattenbehandling	
<b>Sammanfattning</b> Målsättningen med denna studie har varit att undersöka hur man med ett helhetsperspektiv kan bedöma nyttan av lokal behandling av lakvatten från kommunala deponier. Behandlingsanläggningarna har beskrivits genom livscykelanalysmetodik (LCA), och studien har fokuserat på metaller. Effekter i recipienten dit lakvattnet leds har där det varit möjligt studerats genom en så kallad effektmodellering, vilket innebär att man skapar en modell som beskriver vilka effekterna blir då ett lakvatten av en viss kvalitet leds till en specifik recipient. En slutsats man kan dra är att den verkliga reningseffektiviteten med de antagna åtgärderna och med hänsyn taget till ökad kemikalie- och energianvändning, är mindre än den man mäter genom att jämföra obehandlat och behandlat vatten. När ökad reningseffektivitet måste uppnås genom ökad insats av kemikalier och energi, finns det en punkt, där marginalnyttan av den ökade reningen är mindre än marginalpåverkan från den intensifierade reningen.	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren</b> Lakvattenbehandling, Resurseffektiv, LCA, Effektmodellering, Gränsvärden, Recipient, Utsläpp, Bedömning, Metodik	
<b>Bibliografiska uppgifter</b> IVL Rapport B2006	
<b>Rapporten beställs via</b> Hemsida: <a href="http://www.ivl.se">www.ivl.se</a> , e-post: <a href="mailto:publicationservice@ivl.se">publicationservice@ivl.se</a> , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

## Sammanfattning

I denna studie har man undersökt hur man med ett helhetsperspektiv kan bedöma lokal behandling av lakvatten från kommunala deponier. Den eventuella miljöpåverkan som behandlingen av lakvatten medför jämförs med eventuell påverkan på den recipient som mottar det behandlade lakvattnet. Ökade insatser för rening bör enligt ansatsen medföra motsvarande förbättringar för recipienten. Detta har studerats genom att ansätta olika utsläppsnivåer för ett antal kemiska parametrar vid tre olika deponier i mellersta Sverige. Studien har fokuserat på metaller.

Behandlingsanläggningarna vid de olika deponierna har i studien beskrivits genom livscykelanalysmetodik (LCA), vilket innebär att anläggningen bedöms ur ett holistiskt perspektiv. Alla resurser som tillförs anläggningen, exempelvis elektricitet och kemikalier, och alla emissioner och alstrade avfall som behandlingen medför räknas samman till en total bild för hela anläggningen från vaggan till graven.

Recipienten dit lakvattnet leds vid respektive deponi har där det varit möjligt studerats genom en effektmodellering, vilket innebär att man skapar en modell som beskriver vilka effekterna blir då ett lakvatten av en viss kvalitet leds till en specifik recipient.

Studien visar för ett fall, Fläskobos lakvatten, att dagens rening med kemisk fällning är väl avpassad för recipienten. För att avlägsna mer av de kritiska metallerna Cu och Ni krävs stora insatser i form av energi och eventuellt kemikalier. När det samtidigt visas att recipientens status inte påverkas negativt av dagens utsläpp finns det inget skäl att minska utsläppen ytterligare. Det ligger helt i linje med de nya villkoren Fläskobo fått för sina utsläpp, de provisoriska gränsvärdena var för lågt satta.

Lakvattnet från den nya deponi 3 på Högbytorp behandlas inte alls idag innan det blandas med det biologiskt behandlade lakvattnet från den gamla deponin. Den efterföljande behandlingen i markväxsystem och det lilla bidraget från deponi 3 gör att det inte tycks rimligt med en separat förbehandling av lakvattnet från deponi 3.

För Norska kommer utredningen fram till att dagens behandling av lakvattnet med nitrifikation och denitrifikation är rimlig, både motiverad och tillräcklig. Även något högre utsläpp av närsalter skulle inte märkas i recipienten, varken utspjutt över året eller i samband med rimliga bräddningar vid vårfloden.

Den generella observationen från LCA-modellerna är att om man betraktar miljöpåverkan från lakvattensystem och inkluderar behandlingsmetoderna från "vaggan" till renat i lakvatten i recipient, så är miljöeffekterna från lakvattnet i recipienten inte den klart dominerande miljöaspekten. Minskad påverkan på grund av reningen av lakvattnet har i högre eller mindre grad ersatts av motsvarande negativa effekter från användandet av kemikalier och energi, låt vara att de sistnämnda effekterna är utspridda på andra orter än recipienten vid deponin. De toxiska effekter vi kan kvantifiera från såväl deponilakvattnet som framställningen av kemikalier och tillhandahållande av energi orsakas till övervägande del av utsläpp av metaller till luft, sötvatten, havsvatten och mark. Det har här inte varit möjligt att inkludera fler toxiska ämnen i lakvattnen.

En slutsats man kan dra är att den verkliga reningseffektiviteten med de antagna åtgärderna och med hänsyn taget till ökad kemikalie- och energianvändning, är mindre än den man mäter genom att jämföra obehandlat och behandlat vatten. När ökad reningseffektivitet måste uppnås genom ökad insats av kemikalier och energi, finns det en punkt, där marginalnyttan av den ökade reningen är mindre än marginalpåverkan från den intensifierade reningen.

## Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
1 Bakgrund.....	3
2 Syfte.....	4
3 Undersökningsmetodik.....	5
3.1 Datasamling och sammanställning.....	5
3.2 Livscykelanalys (LCA).....	9
3.3 Datamodeller/simulering.....	12
4 Studerade fall och reningsresultat.....	12
4.1 Fläskebo.....	12
4.2 Högbytorp.....	17
4.3 Norsa.....	19
5 Analys av de nya reningsstegens miljöpåverkan.....	22
5.1 Mål och omfattning.....	22
5.2 Systembeskrivningar.....	22
5.3 Systemgränser.....	30
5.4 Geografisk avgränsning.....	31
5.5 Tidsmässiga avgränsningar.....	31
5.6 Valda miljöpåverkanskategorier.....	31
5.7 Inventering.....	31
5.8 Beräkning av potentiell miljöpåverkan.....	32
6 Sammanfattande diskussion.....	36
6.1 Fläskebo.....	36
6.2 Högbytorp.....	38
6.3 Norsa.....	40
7 Slutsats och rekommendationer.....	42
8 Referenser.....	44
9 Bilagor.....	46
Bilaga 1. Recipientbedömning Fläskebo.....	46
Bilaga 2. Recipientbedömning Högbytorp.....	50
Bilaga 3. Recipientbedömning Norsa.....	57
Bilaga 4. Resultat från membranbehandlingen.....	63
Bilaga 5. LCA - Inventeringsförfarande.....	64

# 1 Bakgrund

Det är viktigt att behandla lakvatten från kommunala deponier för att undvika att ämnen och föreningar transporteras med lakvatten till recipient. Det är också ett krav vid de allra flesta deponier även om gränsvärden både avseende parametrar och koncentrationer varierar. Bakgrunden till detta projekt var att det i en tidigare studie som syftade till att optimera det kemiska fällningssteget för behandling av lakvatten visade sig vara näst intill omöjligt att nå satta gränsvärden för ett par av parametrarna. I försök tillsattes fällningskemikalie i en mängd som långt överstiger det teoretiska stökiometriska behovet. Då väcktes frågeställningen om hur långt man ska driva en lokal behandling. Hypotesen var att det kan finnas en punkt där miljönyttan i recipienten understiger miljöbelastningen som själva behandlingsanläggningen står för.

I denna studie har man därför försökt att med ett helhetsperspektiv bedöma lokal behandling av lakvatten från kommunala deponier. Den miljöpåverkan som behandlingen av lakvatten medför jämförs med påverkan på den recipient som mottar det behandlade lakvattnet. Ökade insatser för rening bör enligt ansatsen medföra motsvarande förbättringar för recipienten. Detta har studerats genom att ansätta olika utsläppsnivåer för ett antal kemiska parametrar vid tre olika deponier i mellersta Sverige.

Behandlingsanläggningarna vid de olika deponierna har i studien beskrivits genom livscykelanalysmetodik (LCA), vilket innebär att anläggningen bedöms ur ett holistiskt perspektiv. Alla resurser som tillförs anläggningen, exempelvis elektricitet och kemikalier, och alla emissioner och alstrade avfall som behandlingen medför räknas samman till en total bild för hela anläggningen från vaggan till graven

Recipienten dit lakvattnet leds vid respektive deponi har där det varit möjligt studerats genom en effektmodellering, vilket innebär att man skapar en modell som beskriver vilka effekterna blir då ett lakvatten av en viss kvalitet leds till en specifik recipient.

## **2 Syfte**

Syftet med projektet har varit att ta fram ett sätt att arbeta och om möjligt en modell som kan möjliggöra en miljömässigt motiverad behandling av lakvatten. Möjligen kan denna metod användas när man ska fastställa begränsningsvärden för utsläpp av behandlat lakvatten. Tanken har varit att belysa helheten kring lakvattenhanteringen, dvs. att inte enbart titta på själva reningsresultatet utan samtidigt undersöka vilka konsekvenser själva behandlingen medför i form av exempelvis resursutnyttjande. Helheten belyses genom att undersöka vad olika nivåer av utsläpp till en specifik recipient medför i effekt genom effektmodellering. Parallellt med detta har olika livscykelanalysmodeller tagits fram för att se vilka resurser som tas i anspråk och vilka emissioner behandlingen medför tillsammans med genererade avfallsmängder för att uppnå olika reningsresultat. Enkla modeller som beskriver processerna tas fram för att se hur olika förändringar påverkar utsläppen.

## 3 Undersökningsmetodik

Här presenteras tillvägagångssättet i projektet och de tre studerade deponierna och deras lakvatten.

### 3.1 Datainsamling och sammanställning

Data för de tre olika fallen som beskrivs nedan har samlats in. De innefattar flöden och sammansättning för obehandlat och behandlat lakvatten med dagens teknik och gällande tillstånd. Där deponiägarna har gjort egna undersökningar av alternativa behandlingar har dessa tagits in, liksom tidigare utförda recipientundersökningar. Driftsdata för reningsanläggningar har använts. För komplettering av recipientdata har flera olika källor använts.

#### 3.1.1 Fläskebo

År 2003 påbörjades deponeringsverksamheten vid avfallsanläggningen Fläskebo. Fläskebo ligger i Härryda kommun cirka 2 km väster om Landvetter centrum, 400 m norr om riksväg 40 och 500 m väster om väg 549. Deponiområdet ligger i ett höglänt parti och begränsas i söder av ett höjdparti. Inom deponiområdet ligger ett torv- och våtmarksområde. Deponin är belägen på Tahultsmoränen, en cirka 2 km lång moränbildning. Moränen är en relativt hårt packad bottenmorän av typen sandig-siltig, med en mäktighet mellan 0 och 25 m. Övriga jordarter i området består av torv.

Deponin som drivs av Renova AB är planerad och projekterad efter de nya kraven i förordningen om deponering av avfall och klassas som en IFA (icke-farligt avfall) deponi. Den innehåller alltså nästan inget organiskt material. De finns två celler på Fläskebo. En för grovavfall och en som planeras för deponering av farligt avfall. Tidigare fanns även en cell för deponering av industriavfall, vilken numer är sluttäckt.

Den 1 januari 2007 införde Renova ett nytt system för mottagning och kontroll på Fläskebo deponi vilket innebär att alla grundläggande karakteriseringar numera hanteras i ett datorsystem. Vid förfrågan från kund lämnas en grundläggande karakterisering in, utifrån den tas beslut om aktuellt avfall får deponeras på Fläskebo deponi. Under 2007-2010 deponerades totalt 74 000 ton avfall. Av den mängden var ca 13 % betong och sten (konstruktionsmaterial), ca 17 % sorteringsrest och ca 63 % fyllnadsmaterial och schaktmassor.

På avfallsanläggningens område finns en lokal behandlingsanläggning för lakvatten. Lakvattnet från de två typerna av avfallsceller leds till varsitt lakvattenmagasin varefter det leds vidare till reningsanläggningen. Det är bara deponicellerna som är kopplade till lakvattendammarna, dvs. endast lakvatten leds till dammarna.

##### 3.1.1.1 Behandlingsanläggning vid Fläskebo

Anläggningen är avsedd att i första hand rena lakvattnet från partiklar, organiska ämnen och metaller. Inledningsvis pH-justeras lakvattnet till omkring pH 9 innan man tillsätter järnsulfat som fällningskemikalie. Det ger en fällning av järnhydroxid, tillsammans med mindre mängder metallhydroxider från metallerna i lakvattnet. Därefter tillsätts Sedipur som flockningsmedel före sedimentering och filtrering genom ett kontinuerligt kontaktfilter. Innan lakvattnet släpps ut i

befintligt torv- och våtmarksområde passerar det ett torvfilter. Lakvattenflödet har de senaste fyra åren varierat mellan 31 000 och 43 000 m<sup>3</sup>/år.

### 3.1.1.2 Utsläppsvillkor

Recipienten för Fläskobos avfallsanläggning är Haketjärn-Maderna som ligger ca 2 km nordost om området. Haketjärn-Maderna bedöms ha ett högt skyddsvärde och ingår i EU:s nätverk Natura 2000. Recipienten beskrivs mer i detalj i bilaga 1.

I det ursprungliga tillståndet för deponin sattes riktvärden för månadsmedelvärden upp. Det visade sig emellertid svårt att klara en del av halterna, och man fick nya riktvärden under en provotid. De nya värdena fastställdes först 2009. Tabell 1 visar de ursprungliga och de nu gällande värdena.

Tabell 1. Riktvärden för utsläpp av behandlat lakvatten.

Parameter	Enhet	Ursprungligt förslag	Provisoriska villkor från 2009	Slutliga villkor från 2011 (årsmedelvärden)
Hg (kvikksilver)	µg/l	0,2	0,2	0,2
Cd (kadmium)	µg/l	1,0	1,0	1,0
Pb (bly)	µg/l	5	5	5
As (arsenik)	µg/l	5	10	10
Cu (koppar)	µg/l	10	15	30
Cr (krom)	µg/l	10	10	10
Ni (nickel)	µg/l	10	30	60
Zn (zink)	µg/l	100	100	100
AOX (organiskt klor)	µg/l	100	-	-
EOX (extraherbart AOX)	µg/l	-	2	2
pH		6-10	6-10	6-10
TOC (organiskt kol)	mg/l	-	100	100
Total N (kväveföreningar)	mg/l	-	50	50
Total P (fosforföreningar)	mg/l	-	0,5	0,5

### 3.1.2 Högbytorp

Högbytorp är en stor kretsloppsanläggning som ägs och drivs av RagnSells AB och RagnSells Avfallsbehandling AB. Den ligger 3,5 mil NV om Stockholm, i Upplands-Bro. Verksamheten startade 1964 främst med deponering, men har med tiden utvecklats till en nära komplett sorterings- och återvinningsanläggning. Den äldre deponin (Deponi 1) är avslutad, och Deponi 3 togs i bruk 2006. Den har från början drivits enligt de nya deponeringsreglerna, med mycket begränsad mängd organiskt avfall. Huvudsakligen förorenade jordar deponeras. Deponering sker i några celler parallellt för att kunna separera olika avfallslag, och dessa täcks efterhand. Lakvattnet kommer från de för tillfället öppna cellerna.

Lakvattnets sammansättning är typisk för nya deponier, nästan utan organiskt material. Tabell 2 visar medelhalter för ett antal parametrar.



Tabell 2. Typisk sammansättning för lakvattnet från Deponi 3.

Parameter		Medelvärde 2008-2010
pH		7,5
Konduktivitet	mS/m	400
Susp	mg/l	40
COD	mg/l	110
BOD	mg/l	10
N-tot	mg/l	6
P-tot	mg/l	0,1
Ca	mg/l	460
Fe	mg/l	6
As	µg/l	6
Cd	µg/l	1,8
Co	µg/l	35
Cr	µg/l	7
Cu	µg/l	140
Ni	µg/l	40
Pb	µg/l	1,2
Zn	µg/l	600

Lakvattenmängden är 15 000 till 20 000 m<sup>3</sup>/år.

### 3.1.2.1 Behandlingsanläggning vid Högbytorp

Vid Högbytorp finns ännu ingen separat behandling av lakvattnet från den nya Deponi 3. Det mesta lakvattnet vid Högbytorp kommer fortfarande från Deponi 1, och det innehåller mycket högre halter av allt utom vissa tungmetaller. Lakvattnet från Deponi 1 behandlas idag biologiskt med nitrifikation och denitrifikation i en aktivslamanläggning. Det behandlade vattnet pumpas till stora dammar inom området innan det under växtsäsongen sprids på ett mark/växt-system.

Uppsamlat lakvatten från Deponi 3 återcirkuleras delvis inom området, och en del används för stabilisering av aska i Deponi 2. Resten pumpas sedan till samma dammar som det behandlade lakvattnet från Deponi 1. De villkor som finns gäller vad som får lämna mark/växt-systemet totalt. Det finns alltså inte några separata villkor för vattnet från Deponi 3. Det kan dock bli aktuellt med separat behandling av vattnet från Deponi 3 i framtiden.

### 3.1.3 Norsa

Norsa deponin invigdes år 1974 och har sedan dess primärt tagit emot oorganiska massor och slagg från avfallsförbränning. Förutom deponering pågår även omlastning och utsortering av avfall samt mellanlagring av vissa avfallsslag. Deponering vid Norsa upphörde vid årsskiftet 2008/2009. Det aktuella lakvattnet kommer från deponin och sorteringsytorna samt en liten inblandning av lokalt sanitärt avlopp.

#### 3.1.3.1 Behandlingsanläggning vid Norsa

Den lokala behandlingsanläggningen bestående av uppsamlings- och utjämningsdamm, en SBR-reaktor (satsvis biologisk reaktor) och ett långsamfilter av sand togs i drift år 2000. Vattnet pumpas

från dammen till SBR som arbetar med cykler om 8 timmar. Vattnet kan värmas via fjärrvärmesystemet från närliggande avfallsförbränning. Nytt vatten tas in och reaktorn luftas under 3-4 timmar för nedbrytning av organiskt material och nitrifikation av ammonium i lakvattnet. Därefter stoppas luftningen och ersätts med omrörning under 2-3 timmar. Under den fasen doseras metanol för denitrifikation. Så stoppas omrörningen och slammet får sedimentera under 2 timmar. I slutet av den fasen tas behandlat vatten ut genom dekantering, innan det är dags för nästa cykel. Överskottsslam tas ut 1-2 gånger i månaden.

Det utgående vattnet från SBR-anläggningen innehåller periodvis relativt höga halter av suspenderat material i form av finpartikulärt slam. Från början användes ett effektivt långsamfilter med fin sand. Det gav låga utsläpp av suspenderat material, men måste rengöras och filtermaterial bytas väldigt ofta. Det nuvarande filtret har grövre material som inte sätter igen så snabbt, men det ger inte heller någon effektiv avskiljning av suspenderat material.

Under 2007-2010 behandlades mellan 25 000 och 37 000 m<sup>3</sup> lakvatten per år i den lokala behandlingsanläggningen

### 3.1.3.2 Utsläppsvillkor

Lakvattnet leds efter behandlingen till Köpingsån i en punkt cirka 450 m från deponiområdet.

Anläggningen fick provisoriska villkor för halter av BOD, kväve och fosfor i utgående behandlat lakvatten. Baserat på resultat under utvärdering 2004 och 2005 skärptes kraven 2008, och trots överklaganden fastställdes nya slutliga villkor i november 2009. Tabell 3 visar de provisoriska och de slutgiltiga villkoren.

Tabell 3. Provisoriska och slutliga villkor för behandlat lakvatten, årsmedelvärden och riktvärde.

Parameter	Enhet	Provisoriska villkor	Slutliga villkor 2009
BOD <sub>7</sub>	mg/l	15	10
Total P	mg/l	0,5	0,4
Total N	mg/l	30	20
Suspenderat material	mg/l	-	20

Bräddning av obehandlat lakvatten är inte tillåtet.

### 3.1.4 Effektmodellering

I Bilaga 1–3 beskrivs recipienternas hydrologiska och ekologiska förhållanden. För att sätta utsläppen från deponierna i perspektiv redovisas i dessa bilagor även belastningen från andra punktkällor till recipienterna liksom naturlig transport av olika ämnen i de vattendrag där utsläppen mynnar.

Effekter av utsläpp från deponierna har till stor del bedömts utifrån utspädning av lakvatten i recipienterna. Vidare har massbalansmodeller använts för metaller (i Fläskebo) och för fosfor (i Norsa och Högbytorp) för att mer noggrant bedöma haltförhöjningen av ämnen av särskild betydelse i recipienten vid olika scenarier. Massbalansmodellerna tar hänsyn till alla betydelsefulla in- och utflöden till recipienterna liksom till interna processer som till exempel sedimentation.

Utifrån beräknade halter har effektbedömning av utsläpp från deponier gjorts genom jämförelse med bedömningsgrunder, miljö kvalitetsnormer och kända risknivåer för olika substanser.

## 3.2 Livscykelanalys (LCA)

### 3.2.1 Generellt

Analysen görs enligt metodiken för livscykelanalys (LCA) enligt ISO 14044 (SS, 2006). Alla inflöden till och utflöden från systemet inventeras kvantitativt så långt detta är praktiskt möjligt. Alla flöden hänförs till en räknabas, i denna studie 1 m<sup>3</sup> lakvatten till behandling. Det innebär att inventeringen inte har någon tidsskala. Vi betraktar den genomsnittliga effekten av att behandla 1 m<sup>3</sup> vatten i reningsanläggningarna under de givna förutsättningarna. De olika flödena klassificeras sedan, dvs. hänförs till påverkanskategorier, såsom emissioner med klimatpåverkanspotential, uttag av naturresurser osv.

### 3.2.2 Kvantifiering av påverkanskategorier, normalisering

Kvantifiering av påverkanskategorier görs genom att alla flöden inom varje kategori räknas om till en gemensam skala genom multiplikation med naturvetenskapligt baserade karakteriseringsfaktorer. Dessa räknar om massflöden till påverkanskvivalenter, t.ex. koldioxidekvivalenter för emissioner med klimatpåverkan. Inom varje kategori kan sedan alla flöden adderas till ett måttal.

Nästa steg, som inte är obligatoriskt enligt LCA-standarden men görs för denna studies syfte, är att normalisera måttalen för påverkanskategorierna mot något referensvärde, som kan vara faktiskt eller eftersträvad påverkan per person och år för en viss region. Det leder till att alla måttal räknas om till skalan årspersonequivivalenter, vilket ger en möjlighet att bedöma den relativa betydelsen av varje påverkanskategori.

För denna studie har vi valt karaktäriseringsfaktorer enligt CML (2007). Tabell 4 visar påverkanskategorierna med måttal samt den valda uppsättningen normaliseringsreferenser.

Tabell 4. Påverkanskategorier med normaliseringsreferenser enligt CML(2007.) Emissioner per år har hämtats från programvaran GaBi 4.4 och dividerats med invånarantalet i respektive region.

Påverkanskategori med Mätetal	Normaliseringsreferens CML	
	/person·år	Bedömningsgrund
Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - ekv.	37	Årligt utsläpp per person, EU + Norge
Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB-ekv. <sup>1)</sup>	1 024	Årligt utsläpp per person, EU + Norge
Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB-ekv. <sup>1)</sup>	8,9 · 10 <sup>4</sup>	Årligt utsläpp per person, EU + Norge
Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB-ekv. <sup>1)</sup>	232	Årligt utsläpp per person, EU + Norge
Humantoxicitetspotential, oändlig tid, kg DCB-ekv. <sup>1)</sup>	2,0 · 10 <sup>4</sup>	Årligt utsläpp per person, EU + Norge
Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	6 310	Årligt utsläpp per person, världen
Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	34	Årligt utsläpp per person, EU + Norge
Fotokemisk oxidationspotential, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ekv.	5,3	Årligt utsläpp per person, EU + Norge

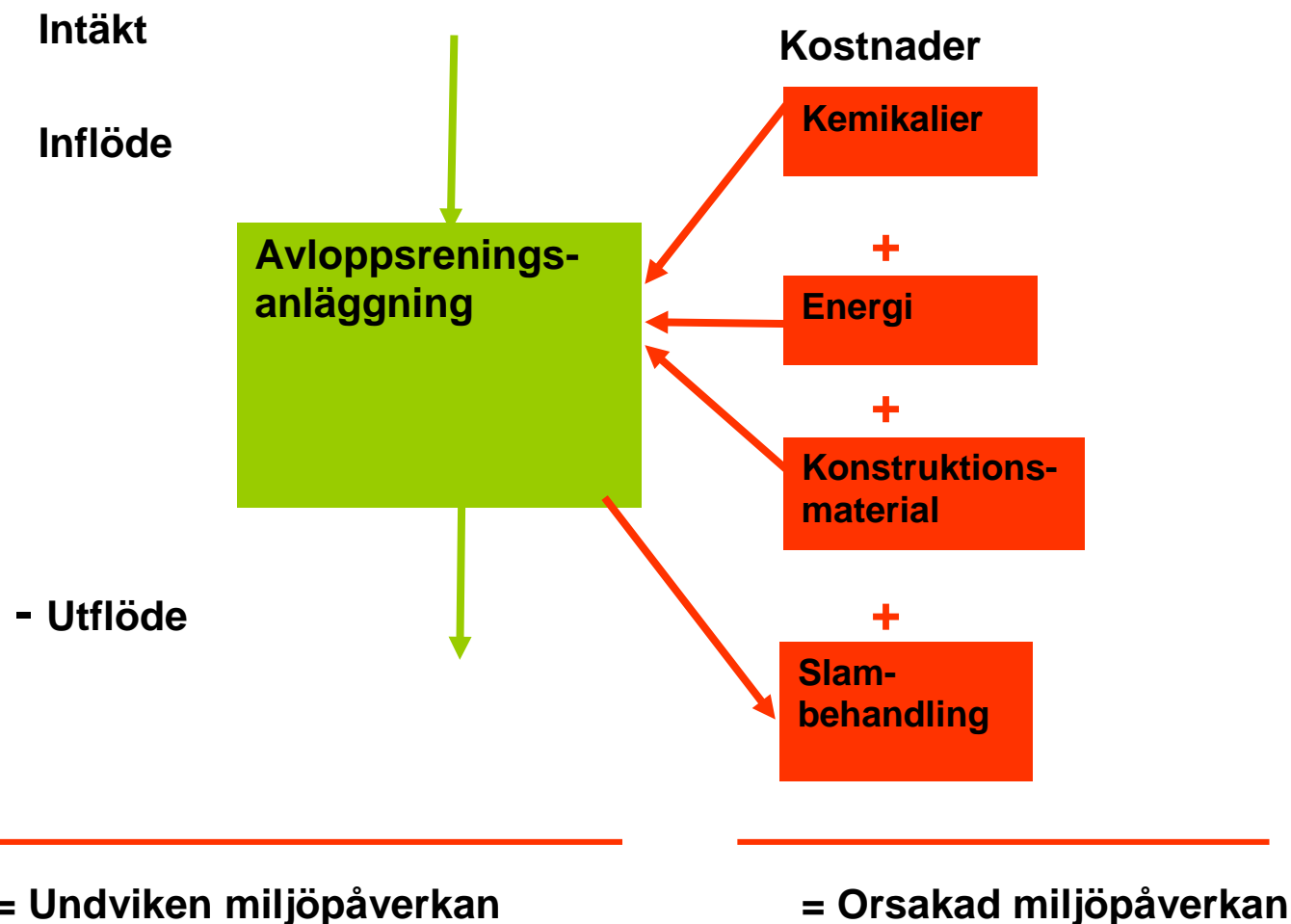
<sup>1)</sup> DCB-ekv.= 1,4-diklorbensenekvivalenter.

Mätetalen för påverkanskategorierna enligt CML är den maximalt potentiella effekten av en viss emission. För exempelvis övergödning adderar man för ett utsläpp bidrag från syretärande föreningar, kväveföreningar och fosforföreningar. Den faktiskt realiserade effekten i en viss recipient kan bli annorlunda, beroende på vad det är som begränsar övergödningen i just den recipienten.

Resultatet av en normalisering kan alltså variera kraftigt vad gäller olika påverkanskategoriernas relativa betydelse, beroende på vilken region man betraktar eller vilka politiska mål man sätter upp för olika typer av miljöpåverkan.

### 3.2.3 Miljöbalansräkning för en reningsprocess

Principen för en miljöbalansräkning på en reningsanläggning visas i **Figur 1**.



Figur 1: Miljöbalans över en reningsanläggning.

Beräkningen är i princip enkel. En vattenreningsanläggning avlägsnar vattenburna emissioner och undviker därigenom miljöpåverkan i recipienten. Undviken miljöpåverkan är i regel övergödning och ekotoxicitet. För byggande och drift fordrar reningsanläggningen konstruktionsmaterial, kemikalier och energi. Det bildas avfall i form av slam som måste tas om hand. Allt detta orsakar miljöpåverkan. Den orsakade miljöpåverkan består i regel av alla tänkbara former av påverkan, inklusive alla de kategorier som räknas upp i Tabell 4. En avvägning av undviken miljöpåverkan mot orsakad miljöpåverkan fordrar alltså någon typ av värdering och prioritering av olika typer av miljöpåverkan. Normalisering av mätetalen för påverkanskategorier är ett sätt att göra detta.

### 3.2.4 Beräkningsmetodik

Beräkningar av mass- och energiflöden i reningsystemen samt beräkningar och klassificering av flöden och beräkningar av mätetal för påverkanskategorier görs med en av de programvaror som utvecklats speciellt för livscykelanalyser. Vi använder programvaran GaBi 4.4. Programvaran har ett grafiskt gränssnitt, där systemdata kan läggas in i form av en modul för varje process. Modulerna

kopplas ihop med flöden till system. Programvaran beräknar storleken av alla mass- och energiflöden relaterat till den valda funktionella enheten. Processinventeringar sparas i GaBi i form av relationsdatabaser. Till GaBi kan man också ansluta databaser med färdiga inventeringar för olika bakgrundsprocesser, t.ex. elgenerering av olika slag. Dessa data ligger i form av färdiga moduler.

### 3.3 Datamodeller/simulering

Avsikten var att skapa enkla modeller för reningsanläggningarna vid Fläskebo och Norsa, och sedan ändra driftsätt i modellerna för att simulera olika utgående vatten. Det hade då varit lätt att med LCA koppla insatta resurser i reningen till miljöpåverkan som uppstår genom resursförbrukningen, respektive det ändrade utgående vattnet till väntade effekter i recipienten.

Det visade sig emellertid att det fanns väldigt lite data från Fläskebos fällning att modellera efter. Några olika fällningsmedel och doseringar hade testats i laboratorieskala (Nilsson 2006, Junestedt m.fl. 2009), men inget av försöken hade klarat de uppsatta kraven för avskiljning av nickel ( $10 \mu\text{g/l}$ ). Försöken var inte heller upplagda så att man kunde modellera utgående halt efter dosering av olika mängder fällningskemikalier. Därför valde vi att använda dagens fällning i full skala och de aktuella resthalterna som basfall. Sen gjordes olika avskiljningsförsök i laboratorie- eller liten pilotskala, och resursåtgång respektive betydelsen av minskade utsläpp till recipienten jämfördes mot basfallets.

I Högbytorp finns ännu ingen separat rening av lakvattnet från Deponi 3. Om det blir aktuellt blir det troligen någon typ av fällning, eftersom det liksom i Fläskebo snarast är utsläpp av tungmetaller som kan vara ett problem. Dessutom finns det ännu ingen representativ uppsamling av lakvattnet i Deponi 3, eftersom det leds direkt till den större lakvattendammen. Därför gjordes bara ett försök med fällning med lakvatten från Högbytorp, för att se effekten. Resultaten från nanofiltreringen av Fläskebos lakvatten användes också som modell för Högbytorps lakvatten, med antagande av samma procentuella avskiljning av tungmetaller.

Norsas SBR har varit i drift flera år, och det finns mycket driftdata från själva processen och många vattenanalyser på in- och utgående vatten, men tyvärr inte ifrån alla olika delsteg i SBR-processen. Analyser av de intressantaste parametrarna som kväve i olika former, fosfat och tungmetaller var inte heller kopplade till olika driftsätt. Försök att skapa en modell baserad på multivariat analys lyckades inte på grund av alltför jämna driftförhållanden i reningsprocessen.

För att få några fall att jämföra med dagens drift gjordes i stället vissa antaganden om ökade utsläpp, och teoretiska bedömningar av vilka ändringar i processen som skulle ge de utsläppen.

## 4 Studerade fall och reningsresultat

### 4.1 Fläskebo

De parametrar som var svåra att klara i det ursprungliga villkorsförslaget vid Fläskebo var Cu (koppars) och Ni (nickel). Fällningen med järnsulfat och pH 9 räckte oftast inte för att komma under  $10 \mu\text{g/l}$ , och torvfiltret hade inte heller tillräcklig effekt. Man har försökt optimera fällningen på olika sätt (Nilsson 2006, Junestedt m.fl. 2009), men med begränsad framgång. Ett skäl, förutom att villkorsnivåerna är ovanligt låga, är troligen att metallerna till stor del är bundna till organiska komplex av typ fulvosyror (Kalmykova 2010).

För att ytterligare studera möjlig avskiljning av tungmetaller från lakvattnet har följande försök gjorts:

1. Fällning som sulfider
2. Försök att knäcka komplexen med AOP (Avancerad Oxidations Process), och därefter fällning som sulfider
3. Avskiljning med Nanofiltrering

#### 4.1.1 Fällning som sulfider

I en tidigare studie genomförd av IVL studerades möjligheten att förbättra utfällningen av metallerna koppar och nickel i lakvattnet från Fläskebo (Junestedt m.fl. 2009). Vid dessa försök framkom att bästa resultat, mätt som reducerad halt av Cu och Ni i lakvattnet i förhållande till pris erhöles vid försök 8 enligt Tabell 5.

Tabell 5. Sammanställning över tidigare genomförda fällningsförsök och kostnad per m<sup>3</sup> (SEK).

Försök	Kemikaliedosering till 200 mL lakvatten	pH start	pH slut	Kostnad (m3)
1	0,5 mL TMT (15-%ig) + 0,5 mL H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (1M) + 1 mL Sedipur (1:200)	7,3	8,9	76
2	2 mL TMT (15-%ig) + 1,5 mL H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (1M) + 1 mL Sedipur (1:200)	7,3	8,9	290
3	0,03 mL FeSO <sub>4</sub> + 2 mL NaOH (1M) + 1 mL Sedipur (1:200)	7,3	8,8	13
4	1,2 µL NaOH (1M) + 1 mL TMT (15-%ig) + 1,2 mL FeCl <sub>3</sub> (1:10)	7,3	8,3	141
5	0,1 mL NaOH (1M) + 0,06 mL TMT (15-%ig) (1:10) + 0,54 mL Sedipur (1:400)	7,3	8,9	1,5
6	0,1 mL NaOH (1M) + 0,6 mL TMT (15-%ig) (1:10) + 0,54 mL Sedipur (1:400)	7,3	9,2	9,0
7	0,1 mL NaOH (1M) + 0,6 mL TMT (15-%ig) (1:10) + 0,34 mL FeCl <sub>3</sub> (1:10)	7,3	6,9	8,7
8	0,1 mL NaOH (1M) + 0,1 mL TMT <sub>15</sub> (1:10) + 1 mL FeCl <sub>3</sub> (1:10) + 1 mL NaOH (1M) + 0,6 mL Sedipur (1:400)	7,3	9,3	4,4
9	0,1 mL NaOH (1M) + 1 mL TMT <sub>15</sub> (1:10) + 1 mL FeCl <sub>3</sub> (1:10) + 0,9 mL NaOH (1M) + 0,6 mL Sedipur (1:400)	7,3	9,0	17
10	1 mL FeCl <sub>3</sub> (1:10) + 1,2 mL NaOH + 0,6 mL Sedipur (1:400)	7,3	9,3	3,1
11	1 mL NaOH (1M) + 41 mg Na <sub>2</sub> S*8H <sub>2</sub> O + 1 mL FeCl <sub>3</sub> (1:10) + 0,6 mL Sedipur (1:400)	7,3	9,0	42
12	0,15 mL NaOH (1M) + 4,1 mg Na <sub>2</sub> S*8H <sub>2</sub> O + 0,1 mL NaOH (1M) + 0,1 mL FeCl <sub>3</sub>	7,3	9,1	15

Fällningsförsök 8 (enligt ovan) upprepades i denna studie på IVL: s laboratorium. Inblandning av fällningskemikalier skedde till glasbägare under kraftig omrörning. Strävan var att hålla tiden för omblandning så kort som möjlig, cirka 1 min. Efter inblandning av polymer justerades omrörningshastigheten till ett långsammare läge så att all fällning precis hölls i rörelse under flockningsfasen, cirka 10 min. Omrörningen stoppades och fällningen fick sedimentera/sjunka under cirka 30 min, varefter klarfasen dekanterades till 100 ml syradiskade plastflaskor vilka omgående skickades iväg för analys till externt analyslaboratorium. Analyssvaren ges i Tabell 6.

Tabell 6. Metallhalter i lakvatten enligt basfallet (dagens metod) och fällt med TMT från Fläskebo.

Ämne	Enhet	Obehandlat lakvatten	Fällt med TMT
Ca	mg/l	154	119
Fe	mg/l	0.03	0.39
K	mg/l	27	24
Mg	mg/l	20	17
Na	mg/l	108	203
Al	µg/l	<50	147
As	µg/l	3.3	0.6
Ba	µg/l	28	11
Cd	µg/l	<0,05	<0,05
Co	µg/l	0.4	0.5
Cr	µg/l	3.1	6.9
Cu	µg/l	34	5.8
Hg	µg/l	<0,02	<0.2
Mn	µg/l	27	16
Ni	µg/l	17	9.3
Pb	µg/l	<0,6	<0,5
Zn	µg/l	116	7.8

Ökningen av kobolt (Co) och krom (Cr) i vattenfasen kan antagligen förklaras av att de förekommer som förorening i järnkloriden. De tycks i alla fall inte fällas ut i någon högre grad. Ökningen av aluminium (Al) och kvicksilver (Hg) kan inte förklaras på annat vis än att något hänt vid den kemiska analysen.

#### 4.1.2 AOP och fällning som sulfider

AOP-behandlingen utfördes på ITT's laboratorium i Herford i Tyskland med utrustning från WEDECO. Lågtrycks kvicksilverlampor med våglängden 254 nm användes. Vattnets UV-transmittans bestämdes till 75 % per cm, och provet var klart utan synligt suspenderat material. pH var 7,8. Behandlingen gjordes på tre olika nivåer. Till varje prov sattes väteperoxid motsvarande 15 mg/l. De tre proverna bestrålades sedan individuellt, och resthalten av väteperoxid bestämdes. Tabell 7 visar beräknad stråldos och resthalt av väteperoxid.

Tabell 7. Förbehandling av Fläskebo lakvatten före fällning.

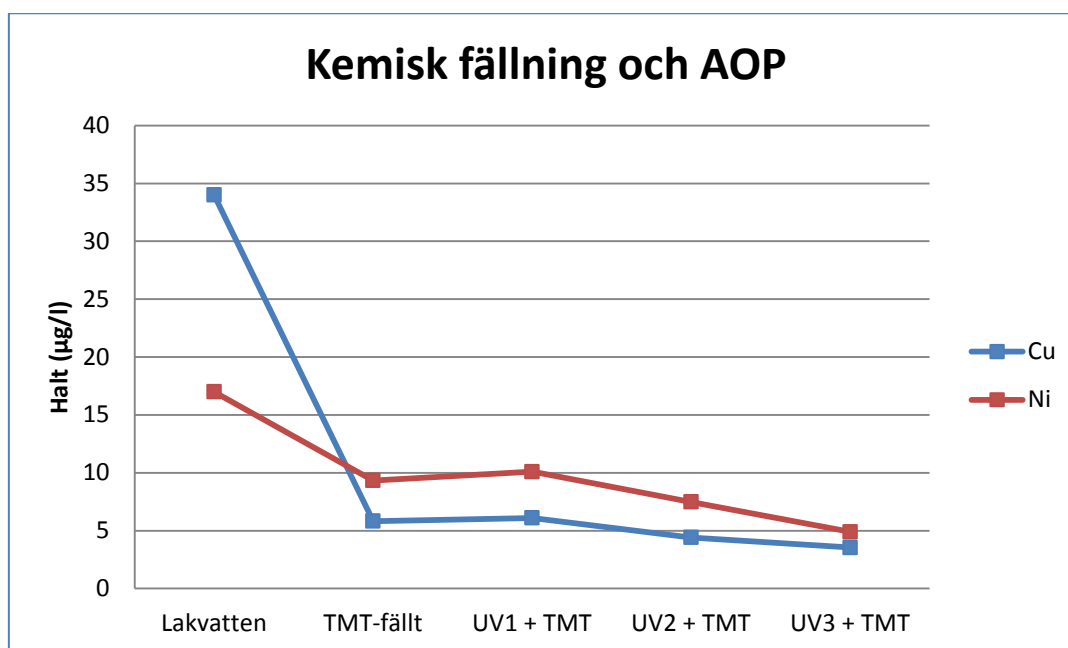
Prov	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> mg/l före UV	Stråldos UV Wh/m <sup>3</sup>	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> mg/l efter UV
Kontroll	0	0	0
UV 1	15	430	13,1
UV 2	15	1 150	11,4
UV 3	15	1 730	8,5

Kemisk fällning på det obehandlade provet (kontrollen) tillsammans med de AOP-behandlade proven genomfördes på IVL:s laboratorium. I varje fällningsförsök användes 300 ml lakvatten. Inblandning av fällningskemikalier skedde till glasbägare under kraftig omrörning. Kemikalimängder tillsattes proportionellt till lakvattnet enligt beskrivning under stycke 3.1.1.



Tabell 8. Resultat efter den kemiska fällningen.

Ämne	Enhet	Kontroll	UV1	UV2	UV3
COD	mg/l	22	19	16	14
Ca	mg/l	119	122	120	122
Fe	mg/l	0.4	0.8	1.1	1.6
K	mg/l	24	25	24	24
Mg	mg/l	17	17	17	17
Na	mg/l	203	205	210	207
Al	µg/l	147	55	28	24
As	µg/l	0.6	<0,5	0.6	<0,5
Ba	µg/l	11	11	12	12
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Co	µg/l	0.5	0.4	0.4	0.3
Cr	µg/l	6.9	4.9	5.4	3.6
Cu	µg/l	5.8	6.1	4.4	3.5
Hg	µg/l	0.2	0.5	0.5	0.2
Mn	µg/l	16	6.0	7.7	8.2
Ni	µg/l	9.3	10	7.5	4.9
Pb	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Zn	µg/l	7.8	4.8	<4	8.1



Figur 2: Resultat från de olika försöken med kemisk fällning och AOP för koppar och nickel.

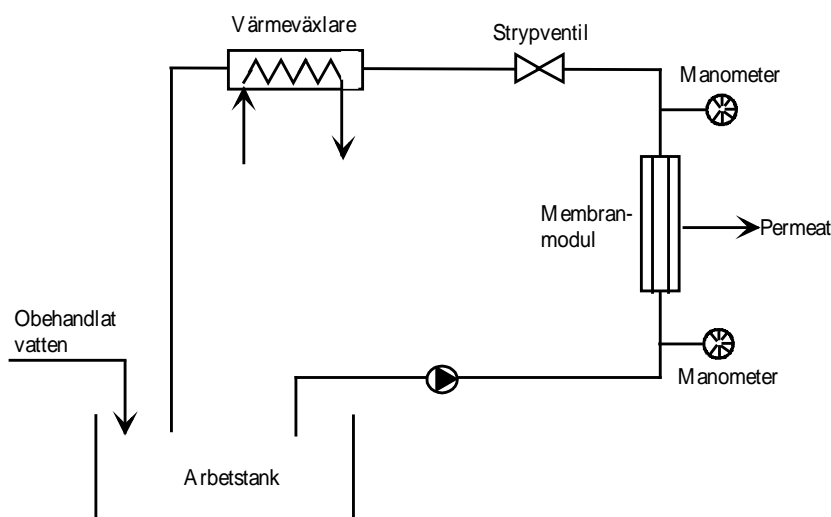
Gränsvärdet för behandlat lakvatten ifrån Fläskebo deponi är för koppar 15 µg/l och för nickel 30 µg/l. Resultaten från försöken visar att det i alla de olika försöken med tillsats av TMT15 gick att komma ner under de satta gränsvärdena med eller utan AOP. Resultaten visar också att det går att reducera halterna ytterligare med AOP (UV+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Troligen beror den ökade reduktionen på att en del av metallerna föreligger bundna som komplex vilka bryts med hjälp av tillsatsen av

väteperoxid och genom bestrålning med UV-ljus. Det gör att de metaller som inte längre är komplexbundna faller ut vid tillsats av TMT15.

De resurser som tas i anspråk (kemikalier och energi) för att behandla lakvattnet med kemisk fällning och AOP framgår av Tabell 7. Vid den kemiska fällningen bildas dessutom en del slam som måste vägas in i den totala utvärderingen av de olika behandlingsalternativen då detta slam måste omhändertas på ett eller annat sätt. Resultaten av utvärderingen av de olika behandlingsalternativen ges utförligt under kapitel 5.

### 4.1.3 Nanofiltrering

För att ytterligare studera möjlig avskiljning av tungmetaller från lakvattnet ifrån Fläskebo genomfördes membranfiltreringsförsök med NF-membran på IVLs laboratorium i Stockholm. I försöken användes Filmtech spirallindat NF90-membran. 150 liter lakvatten som skickats till IVL från Fläskebo pumpades till försöksanläggningens arbetstank. På väg till arbetstanken filtrerades lakvattnet genom ett patronfilter för att avskilja eventuella partiklar som annars riskerar att skada anläggningen. I Figur 3 ges en schematisk skiss över försöksanläggningens utformning.



Figur 3: Skiss över membranfiltreringsutrustningen som användes vid försöken.

Membranfiltreringsanläggningen startades upp och försöken inleddes med att återföra även permeatet till arbetstanken tills tryck och flux stabiliserades, vilket tog cirka 60 minuter. Prov på permeat och koncentrat togs ut (VRF 1) och förvarades kallt. Därefter togs permeat motsvarande halva vattenvolymen (75 l) ut till plastdunkar som också förvarades kallt. Efter ytterligare cirka 60 minuter drift utan uttag av permeat togs prov på permeat och koncentrat ännu en gång (VRF 2). Proceduren med reducering av halva volymen samt uttag av prover med 60 minuters intervall återupprepades tills volymen i arbetstanken reducerats med en faktor 10 varpå försöken avbröts. Proverna med permeat och koncentrat skickades därefter omgående till ackrediterat laboratorium för analys.

Tabell 9. Tryck och flux vid olika volymreduktionsfaktorer (VRF)

Parameter	VRF1	VRF2	VRF5	VRF10
Tryck (bar)	6,9	6,8	6,9	10
Flux (l/m <sup>2</sup> ,h)	62,5	57,5	47	30
Temp (C)	21	21	21	21

Svaren på de kemiska analyserna ges i Tabell 10

Tabell 10. Resultat från försöken med nanofiltrering av lakvattnet.

Ämne	Enhet	Obehandlat lakvatten	Samlingspermeat	Koncentrat (VRF 10)
Ca	mg/l	154	6,95	1430
Fe	mg/l	0,0318	0,0005	0,136
K	mg/l	27,4	1,92	245
Mg	mg/l	20	0,97	189
Na	mg/l	108	8,79	975
As	µg/l	3,29	0,1	19,2
Ba	µg/l	28	0,39	299
Cd	µg/l	<0,05	0,0016	0,365
Co	µg/l	0,412	0,015	2,82
Cr	µg/l	3,13	0,12	26,7
Cu	µg/l	33,6	1,58	436
Hg	µg/l	<0,02	0,0001	0,0316
Mn	µg/l	27,3	0,46	184
Ni	µg/l	17	0,54	161
Pb	µg/l	<0,6	0,002	<0,6
Zn	µg/l	116	3,85	875

## 4.2 Högbytorp

Vid Högbytorp finns ännu ingen separat behandling av lakvattnet från den nya Deponi 3. Vattnet blandas idag med det från den gamla deponi 1, efter att detta lakvatten har genomgått nitrifikation och denitrifikation. Det samlade vattnet passerar sedan ett mark/växt-system. Det finns alltså inte heller några separata villkor för vattnet från Deponi 3. Här har vi därför mer förutsättningslöst behandlat vattnet som det från Fläskebo, och studerat hur det skulle påverka recipienten. De tre studerade fallen är:

1. Fällning som sulfider
2. Försök att knäcka komplexen med AOP, och därefter fällning som sulfider
3. Avskiljning med Nanofiltrering

### 4.2.1 Fällning som sulfider

Fällningen genomfördes på samma sätt som för Fläskebos lakvatten (avsnitt 3.1.1). Lakvattnet från Högbytorp är hämtat från område 3 vid deponin. Analyser avseende tungmetaller och vissa allmänna parametrar genomfördes på obehandlat, filtrerat (<0.45 µm) och enbart kemfällt lakvatten. Svaren på analyserna ges i Tabell 11.

Tabell 11. Analyser på obehandlat, kemfällt och filtrerat lakvatten från område 3 vid Högbytorp.

Ämne	Enhet	Obehandlat lakvatten	Filtrerat lakvatten < 0.45 µm	Kemfällt lakvatten
COD	mg/l	110	-	25
N-tot	mg/l	6	-	4
P-tot	mg/l	0,1	-	0,02
pH		8,0	-	7,9
As	µg/l	3,2	2,3	1,2
Cd	µg/l	0,5	0,4	<0,06
Co	µg/l	11	11	2,3
Cr	µg/l	1,5	<0,9	1,3
Cu	µg/l	54	40	7,4
Ni	µg/l	29	26	16
Pb	µg/l	<0,5	<0,5	0,7
Zn	µg/l	147	105	6,0

- Provet har inte analyserats.

#### 4.2.2 AOP och fällning som sulfider

Här har inga försök genomförts. Det beror dels på begränsad budget, dels på att uppsamlingsystemet för lakvatten från Deponi 3 inte möjliggör uppsamling av representativa prover och kontroll av flöden. Här har vi i stället antagit samma effekt som den uppmätta för Fläskebos lakvatten (se 3.1.2), och beräknat utgående halter från det.

Tabell 12. Analysvärden för obehandlat och kemfällt lakvatten från område 3 vid Högbytorp samt beräknade värden för AOP-behandlat och kemfällt lakvatten.

Ämne	Enhet	Obehandlat lakvatten	Fällt med TMT	AOP-behandlat (UV 3) och kemfällt lakvatten
As	µg/l	3,2	1,2	-
Cd	µg/l	0,5	<0,06	-
Co	µg/l	11	2,3	1,4
Cr	µg/l	1,5	1,3	0,7
Cu	µg/l	54	7,4	4,5
Ni	µg/l	29	16	8
Pb	µg/l	<0,5	0,7	-
Zn	µg/l	147	6,0	5

- Under detektionsgränsen

#### 4.2.3 Nanofiltrering

Av samma skäl som under 3.2.2 har försöken bara gjorts med vatten från Fläskebo, men utgående halter och mängder har beräknats baserat på samma procentuella avskiljning som för Fläskebo.

Tabell 13. Analysvärden för obehandlat från område 3 vid Högbytorp och beräknade värden för NF-behandlat lakvatten.

Ämne	Enhet	Obehandlat lakvatten	NF-behandlat lakvatten (beräknade värden)
As	µg/l	3,2	0,1
Co	µg/l	11	0,4
Cr	µg/l	1,5	0,06
Cu	µg/l	54	2,5
Ni	µg/l	29	0,9
Zn	µg/l	150	5

### 4.3 Norsa

I Norsa finns en fungerande lakvattenbehandling. Den parameter som är svårt att klara villkoren för är utsläpp av suspenderat material. Det innebär också ibland problem att klara gränsen för fosfor, eftersom det suspenderade materialet innehåller fosfor. Även utsläppen av kväve kan bli för stora vid störningar i processen. Ett annat problem är risk för bräddningar i samband med stora lakvattenflöden, främst i samband med snösmältningen.

Efter att man med effektmodelleringen kommit fram till att utsläpp enligt villkoren inte på något mätbart sätt borde påverka recipienten beslutades att effekterna av följande förändrade utsläpp skulle studeras och jämföras med effekterna av dagens utsläpp:

1. Man skulle tillåta fördubblade utsläpp av alla villkorsparametrarna
2. Man endast nitrifierar, utan att denitrifiera
3. Man bräddar motsvarande normalt flöde en vecka under snösmältningen
4. Man diskuterar införande av ett effektivt sandfilter

Tabell 14 visar dels dagens rening med dess utsläpp, dels de ökade utsläppen enligt ovan. I tabellen finns också de viktigaste resursförbrukningarna i samband med de olika reningsvarianterna.

Tabell 14. Inkommande obehandlat lakvatten samt utsläpp och resursförbrukning idag för de olika fallen.

	Enhet	Inkommande obehandlat lakvatten	Riktvärde 2009	Medel 2008-2010	Dubbla riktvärden	Endast nitrifikation	Bräddning
BOD	mg/l	7,6	10	8	10	8	
Total-N	mg/l	44	20	29	35	145	
NH4-N	mg/l			0,1	5	0	
NO3-N	mg/l			5	10	125	
Total-P	mg/l	0,7	0,4	0,6	0,7	1,5	
Susp.	mg/l		20	33	25	20	
Flöde	m <sup>3</sup> /år			30 000	30 000	30 000	
Utgående mängd							
BOD	kg/år	7,6	300	240	300	240	250
Total-N	kg/år	44	600	870	1 050	4 350	950
NH4-N	kg/år			3	150	0	70
NO3-N	kg/år			150	300	3 750	150
Total-P	kg/år	0,7	12	18	21	45	20
Susp.	kg/år		600	990	750	600	1 030
Resurser och avfall							
Elektricitet	MWh/år			120	113	70	120
Värme	MWh/år			120	120	120	120
Metanol	kg/år			8 700	7 660	0	8 700
Slamuttag	kg TS/år			2 260	2 030	450	2 260
NaOH	kg/år			0	0	18 000	0

För dagens process, representerad av medelvärdet för 2008-2010, anges aktuella utsläpp, energi- och metanolförbrukning och slamproduktion. Av elenergin står omblandningen i reaktorn för ca 50 MWh och luftningen för ca 26 MWh. Inmatningspumpen står för ca 2 MWh, medan metanolförbrukningen bara tar ca 0,18 MWh. Värmeenergin kommer från företagets avfallsförbränning, men ändras inte i de olika fallen. Användningen av skumdämpare har varierat kraftigt mellan åren, och har ingen direkt koppling till de tänkta ändringar som simuleras. Den har därför inte tagits med.

#### 4.3.1 Fördubblade utsläpp

Med möjlighet att släppa ut dubbelt så mycket BOD, N, P och suspenderat material skulle driften anpassas för att klara kvävekravet. För att klara 40 mg N/l med tillräcklig marginal skulle man sikta på ca 35 mg N/l. Då skulle man automatiskt ändå komma ner i ca 10 mg BOD/l. I och med att man skulle kräva lite kortare tid för nitrifikation och denitrifikation skulle det bli längre tid över för sedimenteringsfasen, och utsläppet av suspenderade ämnen bör minska något. Tiden för både luftning och omblandning minskar, och sänker elförbrukningen med några procent. Mindre metanol krävs för denitrifikation, och därmed blir det mindre slambildning. Det innebär att mindre fosfor binds i uttaget slam, och halten kan stiga något, men fortfarande ligga under det dubbla jämfört med dagens villkor.

### 4.3.2 Enbart nitrifikation

Eftersom utsläpp av nitrat har betydligt mindre potentiella miljöeffekter än utsläpp av ammonium i många recipienter har vi också simulerat endast nitrifikation, och utsläpp av nitrat till recipienten. Det skulle förstås spara in all metanol och omblandningsenergi, eftersom man inte skulle ha någon denitrifikation. Slammängden skulle bli betydligt lägre (det mesta bioslammet bildas vid denitrifikationen), och fosforhalten i det behandlade vattnet därmed högre i och med att mindre fosfor binds i slammet. Den stora osäkerheten är hur mycket lut som skulle behövas för att hålla pH neutralt. Vi har antagit att lakvattnets alkalinitet bara räcker för ca 25 % av den teoretiska syrabildningen vid nitrifikationen. Det innebär att en stor mängd lut krävs.

### 4.3.3 Bräddning

För bräddning har vi räknat med att man under en vecka (troligen i samband med snösmältningen) skulle bli tvungna att brädda ca 1 000 m<sup>3</sup> obehandlat lakvatten, alltså mer än vad som genomsnittligt behandlas per vecka. Samtidigt har vi antagit att lakvattnet under den här perioden med högt flöde bara har haft hälften av den genomsnittliga koncentrationen.

### 4.3.4 Extra sandfilter

För att komma åt utsläppet av suspenderat material är den enklaste åtgärden att ersätta dagens grova sandfilter med ett finare med kontrollerad backspolning/sandrengöring. Backspolningsvattnet går till SBR-anläggningen. Med ett kontinuerligt sandfilter skulle utsläppet av suspenderat material säkert komma ner till 5 mg/l, och troligen mindre. Utsläppen av kväve och BOD skulle troligen inte påverkas, medan utsläppet av fosfor skulle minska. Eftersom fördelningen av fosfor mellan vattenfas och partiklar är osäker är det svårt att bedöma effekten.

Resursförbrukningen, förutom för tillverkning av utrustningen, skulle vara ca 4 MWh el för luftning av bädden och ca 25 kg ersättningssand/år. Uttagen slammängd skulle öka med ca 600 kg TS. Om man skulle behöva fälla på filtret för att nå säkert under 0,4 mg P-tot/l skulle man behöva satsa ca 200 kg FeCl<sub>3</sub>-lösning, och få ut ca 100 kg mer slam.

Här har ingen LCA-beräkning gjorts, men erfarenheten säger att resursförbrukningen för konstruktion och transport av sandfiltret skulle ha mindre inverkan än använd el och fällningskemikalie, och den ökade slammängden. Ett skäl till att ingen beräkning har gjorts är också att det är oklart hur man skulle bedöma den minskade påverkan på recipienten av minskat utsläpp av suspenderat material.

Villkoret för utsläpp av suspenderat material är inte grundat på att de aktuella mängderna av suspenderat material i sig skulle ha någon betydelse i recipienten. Däremot finns en farhåga att föreningar som är mer eller mindre fast associerade till partiklarna skulle kunna ha en effekt. Det kan vara tungmetaller eller särskilt lipofila föreningar som binds till partiklarna. Lipofila svårnedbrytbara föreningar kan utgöra en särskild risk i och med att de också kan vara bioackumulerande och därmed anrikas i biota. På äldre deponier kan ett brett spektrum av organiska ämnen ha hamnat. De mer vattenlösliga lakas ut och återfinns i vattenfasen, men har ingen större affinitet till slammet (partiklar). Mindre vattenlösliga föreningar sitter normalt hårt bundna till partiklar i deponin, och finns bara i mycket låga halter i lakvattnet.

Analyser av slam från SBR-anläggningen i Norsa visar att halterna av tungmetaller, nonylfenol, toluen, PCB och PAH är under de gränsvärden som gäller för spridning av avloppsslam på jordbruksmark. En enstaka analys av klorerade dioxiner och furaner visade ca 0,06 resp. 0,02 µg/kg slam. Totalhalterna av analyserade föreningar är alltså låga. Hur stor del som är biologiskt tillgänglig

är inte känt, och det är därför svårt att sätta ett mått på en eventuell positiv effekt av att man avskiljer mer suspenderat material.

## 5 Analys av de nya reningsstegens miljöpåverkan

### 5.1 Mål och omfattning

#### 5.1.1 Analysens syfte

Analysens syfte är att visa vilken miljöpåverkan lakvattenreningsanläggningarna ger upphov till och att undersöka, om miljövinsten av lakvattenreningen i form av undviken miljöpåverkan i recipienten står i rimlig proportion till den orsakade miljöpåverkan.

#### 5.1.2 Funktionell enhet

Den funktionella enheten (räknebasen) är 1 m<sup>3</sup> lakvatten från deponin före behandling i en reningsanläggning.

### 5.2 Systembeskrivningar

Behandlingssystemen som sådana har beskrivits i föregående avsnitt. I det följande ges en beskrivning av systemen med tillhörande infrastruktur med de data och beräkningsmodeller som använts vid analysen.

#### 5.2.1 Fläskebo

På Fläskebodeponin finns idag en rening av lakvatten i form av en kemisk fällning med järn(III)sulfat. I projektet har behandlingsförsök av lakvattnet gjorts med två alternativa metoder:

1. Behandling UV-ljus och väteperoxid följt av kemisk fällning med PIX 111 (järn(III)kloridlösning) och TMT 15 (2,4,6-Trimercapto-s-triazin, trinatriumsalt).
2. Nanofiltrering.



Behandlingsresultat redovisas i tabell 15.

Tabell 15. Reningsresultat för kemisk fällning med dagens metod (KF) samt för behandling med UV+ väteperoxid + kemisk fällning (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/KF) och för nanofiltrering (NF) av lakvattnet från deponin vid Fläskebo. Behandlingsresultaten för UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/KF och för NF bygger på försöksresultat.

	Ingen rening	Utflyde KF	Utflyde UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /KF	Utflyde NF	
Vattenflöde	30 000	30 000	30 000	27 000	m <sup>3</sup> /år
COD	33	24	30	30	mg/l
N-tot	1,7	1,4	1,7	0,8	mg/l
P-tot	0,015	0,01	0,01	0,01	mg/l
Aluminium	15	5	24	0,6	µg/l
Arsenik	3,3	2,1	< 0,5	0,1	µg/l
Kadmium	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,0016	µg/l
Krom	3,1	3	3,6	0,12	µg/l
Koppar	34	7,4	3,5	1,6	µg/l
Kvicksilver	< 0,02	< 0,01	0,24	0,0001	µg/l
Bly	< 0,6	< 0,5	< 0,5	0,002	µg/l
Nickel	17	9,6	4,9	0,54	µg/l
Zink	120	7	8,1	3,9	µg/l

Driftdata för den existerande kemfällningsanläggningen och för en tänkt anläggning med UV+ väteperoxid + kemisk fällning på Fläskebo är sammanställda i tabell 16.

Tabell 16. Driftdata för den existerande och för en tänkt kemfällningsanläggning på Fläskebo

	Existerande KF	UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /KF		Kommentar
Purfect 312 (Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> )	150	-	ml/m <sup>3</sup> inflöde	41%-ig vattenlösning, 1,5 g/cm <sup>3</sup>
PIX 111 (FeCl <sub>3</sub> )	-	500	ml/m <sup>3</sup> inflöde	40 %-ig vattenlösning, 1,42 g/cm <sup>3</sup>
TMT 15	-	50	ml/m <sup>3</sup> inflöde	15 %-ig vattenlösning, 1,12 g/ml
Natriumhydroxid	80	200	g/m <sup>3</sup> inflöde	
Sedipur CF540 (flockningsmedel)	4	25	g/m <sup>3</sup> inflöde	Trimetylammonium metakrylatpolymer,
El	0,33	2,0	kWh/m <sup>3</sup> inflöde	
Väteperoxid	-	7	g/m <sup>3</sup> inflöde	Som 100 %-ig
Slam, vått	18	18	l/m <sup>3</sup> inflöde	
Slam-TS	0,18	0,18	kg/m <sup>3</sup> inflöde	
Slam-VS	0,13	0,13	kg/m <sup>3</sup> inflöde	

Data för en fullskalig nanofiltreringsanläggning på Fläskebo har beräknats som visas i tabell 17.

Tabell 17. Beräknade och antagna tekniska data för en nanofiltreringsanläggning för behandling av lakvatten från Fläskebo.

			<b>Kommentar</b>
Drifttid	4000	timmar/år	6 månader/år, 90 % tillgänglighet
Erforderlig kapacitet	7,5	m <sup>3</sup> /h	
Flux	25	l/m <sup>2</sup> /h	
Membranyta	300	m <sup>2</sup>	
Membranmaterial	Filmtec NF90, 8" spirallindade, polyamid		
Membrantjocklek	3,5	µm	Vårt antagande
Bärrmaterial	Fiberglas		
Bärrmaterialets tjocklek	150	µm	Vårt antagande
Bärrmaterialets porositet	0,7	-	Vårt antagande
Membranens livslängd	2	år	
Volymreduktionsfaktor	10	-	
Koncentrat	100	l/m <sup>3</sup> inflöde	
TS i koncentratet	6	g/l koncentrat	
El	4	kWh/m <sup>3</sup> inflöde	
Membrantvättmedel	10 000	l/år	P3-ultrasil 11, 1,5 %-ig vattenlösning (Ecolab AB)

Liksom för Högbytorp gäller för Fläskebo för både kemfällning och nanofiltrering, att slam och koncentrat återförs direkt till deponin. Man kan räkna med att ämnena i slammet och koncentratet fastläggs där för överskådlig tid.

### 5.2.2 Högbytorp

På Högbytorp finns för närvarande ingen lakvattenrening. Två behandlingsalternativ har studerats:

1. Kemisk fällning med PIX-111 (järn(III)kloridlösning) och TMT 15 (2,4,6-Trimercapto-s-triazin, trinatriumsalt).
2. Nanofiltrering.

I projektet har ett lakvattenprov från Högbytorp använts för fällningsförsök vid Högbytorp, men det visade sig svårt att få ut ett representativt vatten med det uppsamlingssystem som finns idag. Därför gjordes inget försök med nanofiltrering, utan resultaten från Fläskebo användes med antagande om samma procentuella avskiljning. Data redovisas i tabell 18.

Tabell 18. Uppmätta reningsresultat för kemisk fällning (KF) och beräknade data för nanofiltrering (NF) av lakvattnet från deponin vid Högbytorp.

	Ingen rening	Utflyde KF	Utflyde NF	
Vattenflöde	20 000	20 000	18 000	m <sup>3</sup> /år
COD	110	25	30	mg/l
N-tot	6	4	4	mg/l
P-tot	0,1	0,02	0,05	mg/l
Arsenik	3,2	1,2	0,1	µg/l
Kadmium	0,5	< 0,06	0,02	µg/l
Krom	1,5	1,3	0,06	µg/l
Kobolt	11	2,3	0,4	µg/l
Koppar	54	7,4	2,5	µg/l
Bly	< 0,5	0,65	0,02	µg/l
Nickel	29	16	0,9	µg/l
Zink	150	6	5	µg/l

Driftdata för verkliga anläggningar har uppskattats med hjälp av försöksresultaten och erfarenhetsdata från andra liknande anläggningar. För kemfällningen har driftdata sammanställts i tabell 19

Tabell 19. Driftdata för en tänkt kemfällningsanläggning på Högbytorp.

			Kommentar
PIX-111 (FeCl <sub>3</sub> )	500	ml/m <sup>3</sup> inflöde	40 %-ig vattenlösning, 1,42 g/cm <sup>3</sup>
TMT 15	50	ml/m <sup>3</sup> inflöde	15 %-ig vattenlösning, 1,12 g/ml
Natriumhydroxid	200	g/m <sup>3</sup> inflöde	
Sedipur CF540 (flockningsmedel)	25	g/m <sup>3</sup> inflöde	Trimetylammoniummetakrylatpolymer,
El	0,33	kWh/m <sup>3</sup> inflöde	Data från en kemfällningsanläggning för skogsindustriavlopp (Malmæus m.fl. 2010)
Slam, vått	18	l/m <sup>3</sup> inflöde	
Slam-TS	0,18	kg/m <sup>3</sup> inflöde	
Slam-VS	0,13	kg/m <sup>3</sup> inflöde	

Tabell 20 sammanfattar de tekniska data vi använt som ingångsdata för inventeringen av nanofiltreringen.

Tabell 20. Beräknade och antagna tekniska data för en nanofiltreringsanläggning för behandling av lakvatten från Högbytorp. Grunddata från anläggningen på Fläskebo.

			<b>Kommentar</b>
Drifttid	8000	timmar/år	
Erforderlig kapacitet	2,5	m <sup>3</sup> /h	
Flux	25	l/m <sup>2</sup> /h	
Membranyta	100	m <sup>2</sup>	
Membranmaterial	Filmtec NF90, 8" spirallindade, polyamid		
Membrantjocklek	3,5	µm	Vårt antagande
Bärrmaterial	Fiberglas		
Bärrmateriallets tjocklek	150	µm	Vårt antagande
Bärrmateriallets porositet	0,7	-	Vårt antagande
Membranens livslängd	1	år	
Volymreduktionsfaktor	10	-	
Koncentrat	100	l/m <sup>3</sup> inflöde	
TS i koncentratet	6	g/l koncentrat	
El	4	kWh/m <sup>3</sup> inflöde	
Membrantvättmedel	6700	l/år	P3-ultrasil 11, 1,5 %-ig vattenlösning (Ecolab AB)

Ur membrandata i tabell 10 kan en materialförbrukning för membran per m<sup>3</sup> inflöde beräknas.

För både kemfällning och nanofiltrering gäller, att slam och koncentrat återförs direkt till deponin i Högbytorp. Man kan räkna med att ämnena i slammet och koncentratet fastläggs där för överskådlig tid.

### 5.2.3 Norsa

Reningsanläggningen i Norsa är en biologisk s.k. sekventiell satsreaktor. Den behöver försörjas med elektricitet, värme och metanol. Slam tas ut med en torrhalt på 1 % och körs med bil till Norra Gryta vid Västerås, där det deponeras. Det är en sträcka på 45 km.

Tre scenarier har studerats:

1. Standardbehandling (SB)
2. Fördubblade utsläpp (FU)
3. Endast nitrifikation (EN)

Grundläggande data använda för analysen av Norsaanläggningen ges i tabellerna 21-24.

Tabell 21. Genomsnittsdata för Norsas reningsanläggning vid standardbehandling. Data för oorganiska ämnen i utflödet har hämtats från recipientbedömningen av Norsadeponin i oktober 2010. Motsvarande värden i inflödet har sedan beräknats med hjälp av antaganden om avlägsnandegraden i reningsanläggningen.

	Inflöde	Utflöde		Kommentar
Vattenflöde	30 000	30 000	m <sup>3</sup> /år	
BOD <sub>7</sub>	34	10	mg/l	
N-tot	150	25	mg/l	
NH <sub>4</sub> -N	135	0	mg/l	
NO <sub>3</sub> -N	5	15	mg/l	
P-tot	1,7	0,5	mg/l	
Suspenderat material	74	30	mg/l	
Klorid	55 000	55 000	kg/år	Antaget 0 % avlägsnande
Cyanid	0,26	0,13	kg/år	Antaget 50 % avlägsnande
Fenol	7	1,4	kg/år	Antaget 80 % avlägsnande
Arsenik	0,12	0,12	kg/år	Antaget 0 % avlägsnande
Kadmium	0,10	0,01	kg/år	Antaget 90 % avlägsnande
Kalcium	6 912	6 800	kg/år	Beräknat genom att antaga att hälften av ”biomassan” från SBR:en är CaCO <sub>3</sub> .
Krom	0,23	0,14	kg/år	Antaget 40 % avlägsnande
Kobolt	0,16	0,13	kg/år	Antaget 20 % avlägsnande
Koppar	1,3	0,78	kg/år	Antaget 40 % avlägsnande
Järn	75	15	kg/år	Antaget 80 % avlägsnande
Bly	0,040	0,032	kg/år	Antaget 20 % avlägsnande
Mangan	8,25	6,6	kg/år	Antaget 20 % avlägsnande
Kvicksilver	0,0038	0,0015	kg/år	Antaget 60 % avlägsnande
Nickel	0,75	0,60	kg/år	Antaget 20 % avlägsnande
Zink	1,6	1,1	kg/år	Antaget 30 % avlägsnande
<b>Energi, förbrukningsvaror</b>				
El	120		MWh/år	
Värme	120		MWh/år	
Metanol	8 700		kg/år	Av fossilt ursprung.
<b>Emissioner, slam</b>				
CO <sub>2</sub> till luft		11 600	kg/år	Beräknat från 97 % oxidation av tillsatt metanol. Kol i bildat bioslam oxideras vid komposteringen. 3 % av kolet antages bli oorganiskt kol. Emissionen bidrar till växthusgaseffekten.
Slam		226	m <sup>3</sup> /år	
TS i slam		1	%	

Slammets egenskaper har beräknats med hjälp av massbalanser och några andra antaganden. Resultatet redovisas i tabell 22.

Tabell 22. Det bildade slammets beräknade sammansättning vid normal drift av anläggningen. Metallhalterna redovisas inte i tabellen, men de har beräknats från massbalanser inflöde – utflöde och ingår i inventeringen för livscykelanalysen.

			<b>Kommentar</b>
Slam-TS	2 260	kg/år	
N-tot i slam	113	kg/år	Beräknat med antagandet 4 % N i biomassa och 5 % i ingående SS.
P-tot i slam	36	kg/år	Beräknat från en massbalans
Aska i slam	619	kg/år	Beräknat med antagandet 20 % aska i ingående SS och 50 % aska i biomassan (innehåller utfälld CaCO <sub>3</sub> ).
Organiskt kol i slammet	820	kg/år	Beräknat med antagandet 50 % C i biomassa och i ingående SS.
Nettobildning av TS	933	kg/år	Beräknat från massbalansen slam-TS + SS <sub>ut</sub> - SS <sub>in</sub> .
Bio-TS i slammet	558	kg/år	Beräknat med antagandet att andelen bio-TS i SS <sub>ut</sub> är lika med förhållandet mellan nettogenererad TS och SS <sub>in</sub> .

Tabell 23 ger beräknade anläggningsdata för de båda fiktiva scenarierna ”Fördubblade utsläpp” och ”Endast nitrifikation”. Inflödet är detsamma som i standardfallet. Utsläppsparametrarna för BOD, kväve, fosfor och suspenderat material har ansatts som scenario. Övriga parametrar har beräknats utifrån detta. Halterna av metaller i avdraget slam (kg metall/kg slam-TS) har antagits vara desamma som i standardfallet. Med stöd av det antagandet har metallhalterna i utflödet beräknats från materialbalansen (Metall)<sub>in</sub> – (Metall)<sub>slam</sub>.

Tabell 23. Antagna och beräknade data för scenarierna "Fördubblade utsläpp (FU)" och "Endast nitrifikation (EN)" vid Norsadeponins reningsanläggning. Inflödet är detsamma som i standardfallet.

	Utflöde FU	Utflöde EN		Kommentar
Vattenflöde	30 000	30 000	m <sup>3</sup> /år	
BOD <sub>7</sub>	15	8	mg/l	Ansatt värde
N-tot	35	145	mg/l	Ansatt värde
NH <sub>4</sub> -N	5	0	mg/l	Ansatt värde
NO <sub>3</sub> -N	25	140	mg/l	Ansatt värde
P-tot	0,7	1,5	mg/l	Ansatt värde
Suspenderat material	20	20	mg/l	Ansatt värde
Klorid	55 000	55 000	kg/år	Som standardfallet
Cyanid	0,26	0,13	kg/år	Som standardfallet
Fenol	7	1,4	kg/år	Som standardfallet
Arsenik	0,12	0,12	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Kadmium	0,019	0,082	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Kalcium	6 810	6 890	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Krom	0,15	0,22	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Kobolt	0,13	0,16	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Koppar	0,83	1,2	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Järn	21	63	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Bly	0,033	0,038	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Mangan	6,8	7,9	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Kvicksilver	0,0017	0,0033	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Nickel	0,62	0,72	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
Zink	1,2	1,5	kg/år	Beräknat från (Metall) <sub>in</sub> – (Metall) <sub>slam</sub>
<b>Energi, förbrukningsvaror</b>				
El	113	70	MWh/år	Beräknat från minskat luftbehov (FU) resp minskat omblandningsbehov (EN)
Värme	120	120	MWh/år	
Metanol	7 660	0	kg/år	Beräknat för minskat behov av denitrifikation. Metanol av fossilt ursprung.
Natriumhydroxid	0	18 000	kg/år	Erforderlig mängd för att neutralisera den mängd vätejoner som bildas, då NH <sub>4</sub> -N oxideras till NO <sub>3</sub> -N utan efterföljande denitrifikation.
<b>Emissioner, slam</b>				
CO <sub>2</sub> till luft	10 200	0	kg/år	Beräknat från 97 % oxidation av tillsatt metanol. Kol i bildat bioslam oxideras vid komposteringen. 3 % av kolet antages bli oorganiskt kol. Emissionen bidrar till växthusgaseffekten.
Slam	203	45	m <sup>3</sup> /år	
TS i slam	1	1	%	

Med undantag för metallhalterna har slammets egenskaper för scenarierna FU och EN beräknats som i standardfallet. Resultatet visas i tabell 24.

Tabell 24. Det bildade slammets beräknade sammansättning vid scenarierna "Fördubblade utsläpp (FU)" och "Endast nitrifikation (EN)" vid Norsadeponins reningsanläggning. Metallhalterna redovisas inte i tabellen, men de har antagits vara desamma per kg slam-TS som i standardfallet och ingår i inventeringen för livscykelanalysen.

	Scenario FU	Scenario EN		Kommentar
Slam-TS	2 030	450	kg/år	
N-tot i slam	106	26	kg/år	Beräknat med antagandet 4 % N i biomassa och 5 % i ingående SS.
P-tot i slam	30	6,1	kg/år	Beräknat från en massbalans
Aska i slam	495	190	kg/år	Beräknat med antagandet 20 % aska i ingående SS och 50 % aska i biomassan (innehåller utfälld CaCO <sub>3</sub> ).
Organiskt kol i slammet	770	130	kg/år	Beräknat med antagandet 50 % C i biomassa och i ingående SS.
Nettobildning av TS	406	450	kg/år	Beräknat från massbalansen slam-TS + SS <sub>ut</sub> - SS <sub>in</sub> för FU. Antaget lika med slam-TS för EN.
Bio-TS i slammet	300	330	kg/år	Beräknat med antagandet att andelen bio-TS i SS <sub>ut</sub> är lika med förhållandet mellan nettogenererad TS och SS <sub>in</sub> .

### 5.3 Systemgränser

De analyserade systemen avgränsas uppströms av det inkommande vattnet från deponin och nedströms av recipienten för det behandlade vattnet. Deponin som sådan ingår inte. Däremot ingår effekter i recipienten i systemanalyserna.

Sidoströmmarna, dvs. tillhandahållande av energi och kemikalier, följs bakåt till sina ursprung i naturresurser, dvs. miljöeffekterna av framställning och transport till reningsanläggningarna beaktas. Behandling av bildat slam från den biologiska anläggningen på Norsadeponin ingår. Slammet deponeras. Slam och koncentrat från lakvattenbehandlingen på Högbytorp anses inte ge någon påvisbar potentiell effekt efter återföringen till deponin.

Avfallsförbränningsanläggningen på Norsa, som förser den biologiska reaktorn med värme, ingår inte i systemet. Dess primära funktion är att destruera avfall. Miljöbelastningen allokeras helt till denna funktion och inte till värmegenereringen. Dessutom varierar värmebehovet inte mellan de scenarier vi studerar.

Tillverkning av utrustning och uppförande av anläggningarna har försumrats. Miljöpåverkan från dessa aktiviteter är i regel små jämfört med påverkan från förbrukningsvaror och energi, så länge det rör sig om vanliga konstruktionsmaterial. Tillverkning av membran har dock beaktats, eftersom membranerna snarast är förbrukningsmaterial.



## 5.4 Geografisk avgränsning

För elförsörjning av anläggningarna har vi ansatt Nordisk genomsnittsel som mest representativ. Vi antar vidare att deponierna köper sina kemikalier från tillverkare i Sverige, där det är möjligt. Sälunda räknar vi med att metanol och natronlut tillverkas i Stenungsund, PIX-111 i Kvarntorp och Purfect 312 i Helsingborg. TMT15 och Sedipur saluförs av tyska företag, och i våra scenarier räknar vi med att de tillverkas där (Hanau resp. Köln). För transporter räknar vi med lastbilstransporter.

## 5.5 Tidsmässiga avgränsningar

De grundläggande uppgifterna om lakvattnen är från perioden 2008 – 2010. Reningsteknikscenarierna skall återspegla dagens teknik. Data för miljöpåverkan från framställning av kemikalier och generering av el motsvarar tekniknivån ca år 2000. Dessa data kommer i regel från databaser. Sammansättningen av elen är dock från 2008.

För miljöpåverkan begränsar vi analysen till den s.k. överblickbara tiden, vilken definieras som 100 år. För påverkanskategorierna toxicitet räknas dock potentialen för oändlig tid. Långtidsemissioner, dvs. emissioner från deponier under längre tid än 100 år, beaktas inte.

## 5.6 Valda miljöpåverkanskategorier

För att beskriva miljöeffekterna har vi i första hand valt påverkanskategorier som medger värdering med hjälp av normalisering, detta för att kunna väga olika påverkanskategorier mot varandra (se metodikavsnittet). Av dessa påverkanskategorier har vi valt följande:

- Övergödningspotential
- Ekotoxicitetspotential sötvatten
- Ekotoxicitetspotential havsvatten
- Ekotoxicitetspotential mark
- Humantoxicitetspotential
- Klimatpåverkanspotential
- Försurningspotential
- Fotokemisk oxidationspotential (bildning av marknära ozon)

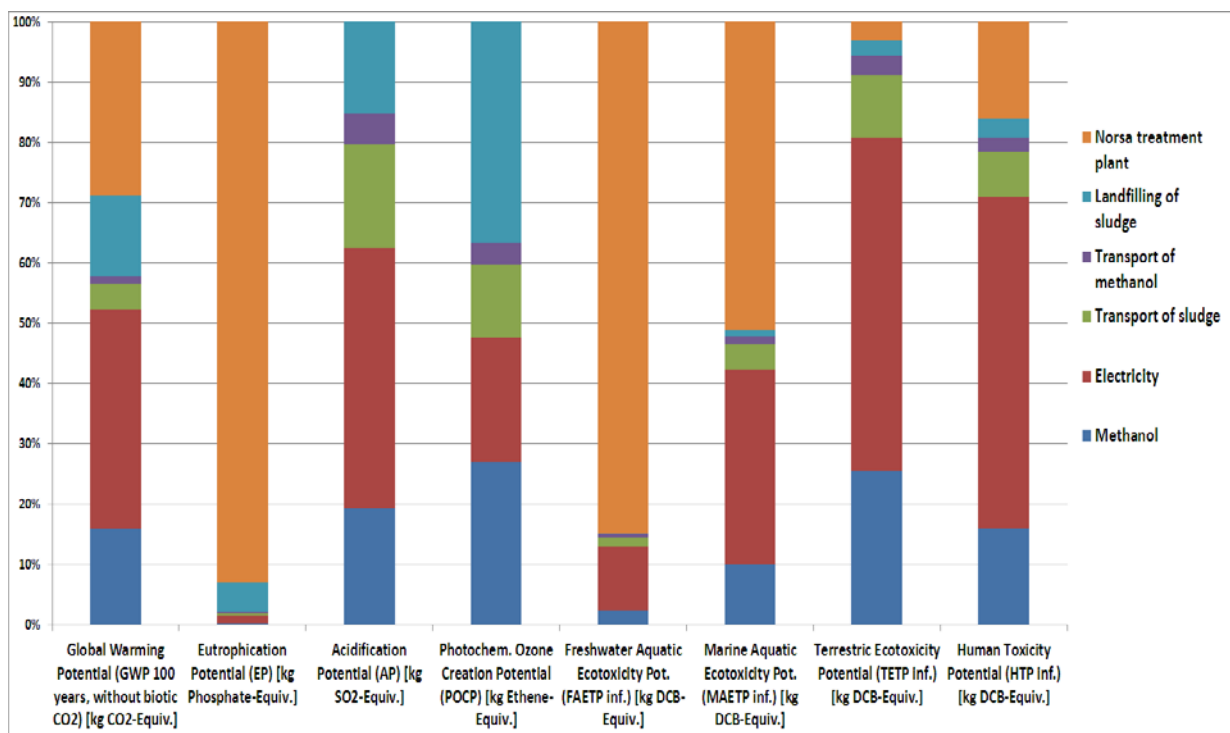
De toxicitetspotentialer vi kan beräkna får till största delen sina bidrag från metallemissioner. I Norsafallet förs metaller, som avlägsnas ur lakvattnet, med slam till en annan deponi än Norsas. Det är alltså möjligt att dessa metaller kan komma ut i miljön igen, t.ex. som emissioner via lakvatten från den deponin. Den faktiska minskningen av potentiell toxisk påverkan från lakvattenbehandlingen på Norsa är därför svår att beräkna, och vi har avstått från att ta med toxicitet för Norsafallet. I Högbytorp räknar vi med att metaller som avlägsnas ur lakvattnet läggs fast i deponin under överskådlig tid. I Högbytorpfallet har vi därför inkluderat toxicitetspotentialer.

## 5.7 Inventering

För arbetet med inventeringen hänvisas till Bilaga 5.

## 5.8 Beräkning av potentiell miljöpåverkan.

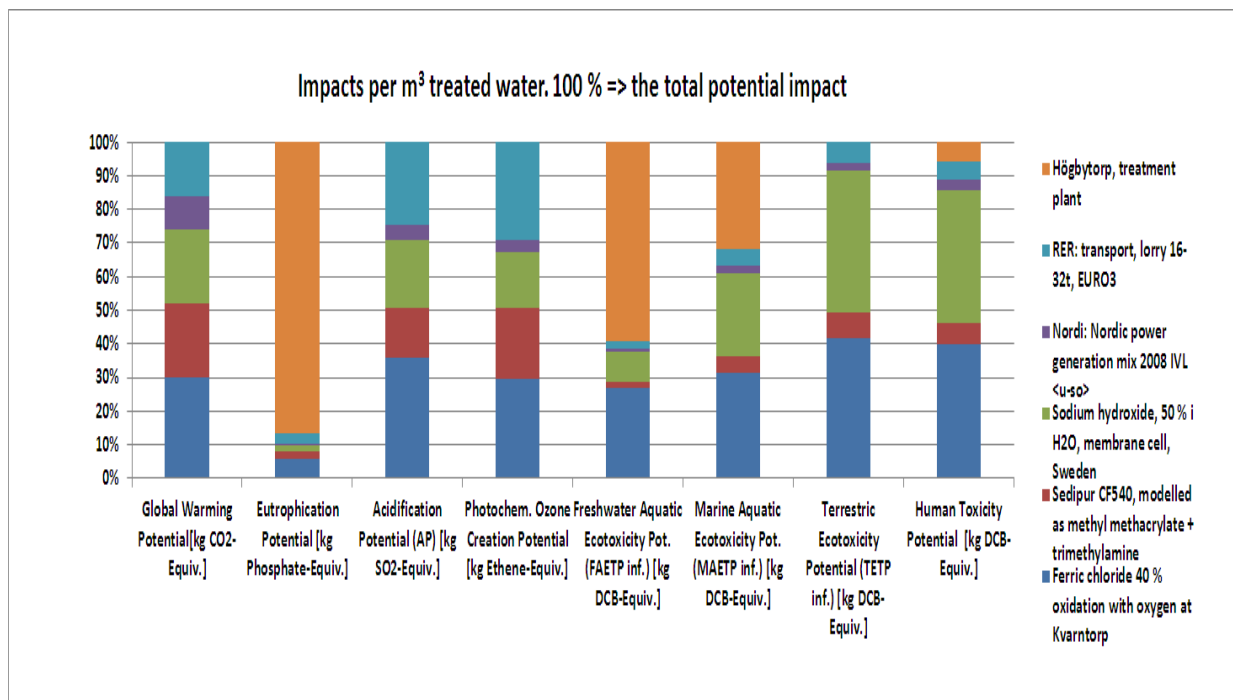
För att uppfylla det första syftet med miljöanalysen kartläggs miljöpåverkan från reningsmetoderna i form av s.k. dominansanalyser i figurerna 4 – 9. Diagrammen visar i varje enskilt fall de procentuella bidragen till varje miljöpåverkanskategori från användningen av kemikalier och andra förekommande förbrukningsvaror, från användningen av elektricitet, från transporter, från slambehandling (Norsa) och från utsläpp av det behandlade vattnet till en sötvattensrecipient (betecknat som ”treatment plant” i figurerna).



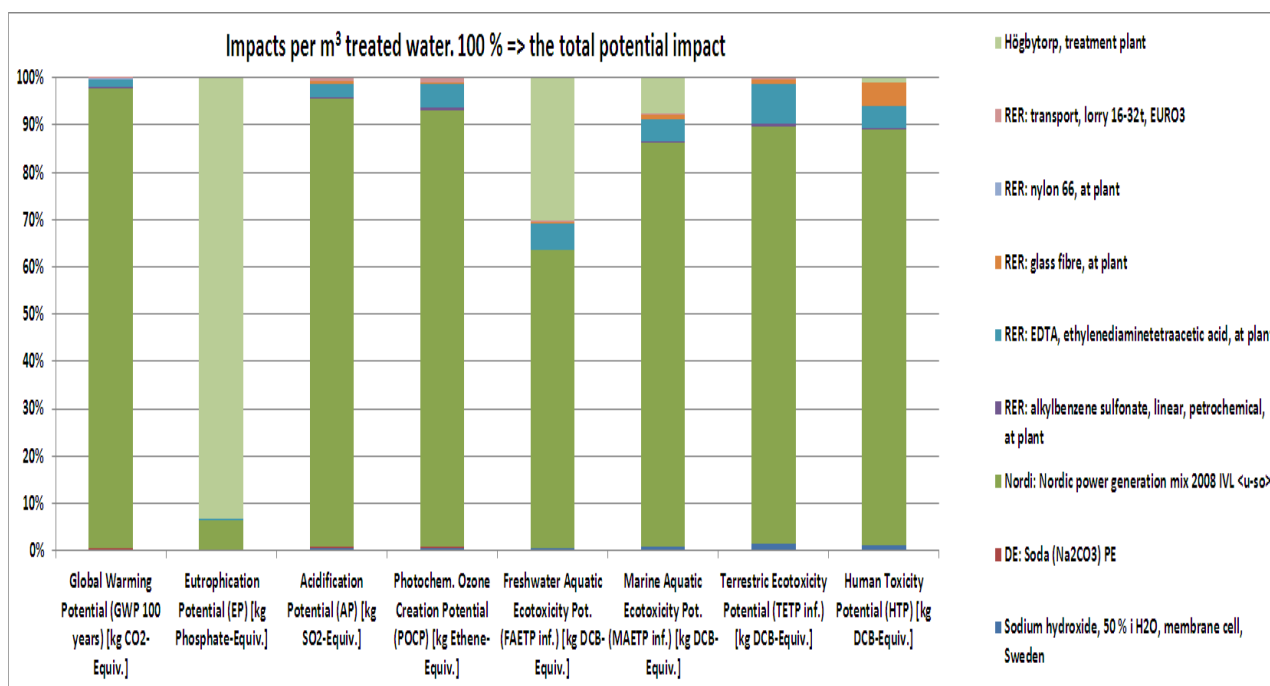
Figur 4: Potentiell miljöpåverkan från standardbehandlingen på Norsadeponin uppdelad på processteg. Den totala påverkan i varje kategori motsvarar 100 %.

Växthuseffekten från Norsas rening kommer, förutom från elgenerering och metanolframställning, från den biologiska oxidationen av metanol (som förutsätts vara av fossilt ursprung) i bioreaktorn samt från utsläpp av biogas från slamdeponeringen (60 % uppsamling och förbränning av biogasen har förutsatts). Bidragen från behandlingsanläggningen till övergödning (eutrofiering) och toxicitet härrör från utsläpp av det behandlade lakvattnet till en sötvattensrecipient.

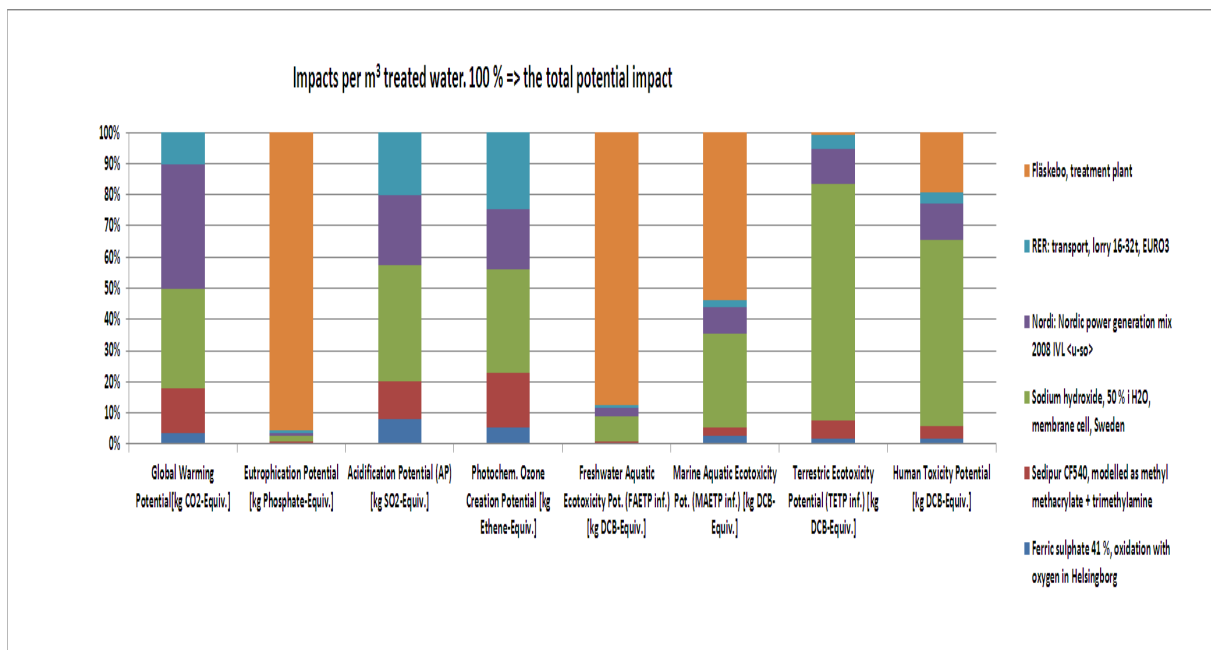
Deponeringens bidrag till ozonbildningspotentialen kommer från metanet och från en antagen mindre mängd andra kolväten i biogasen.



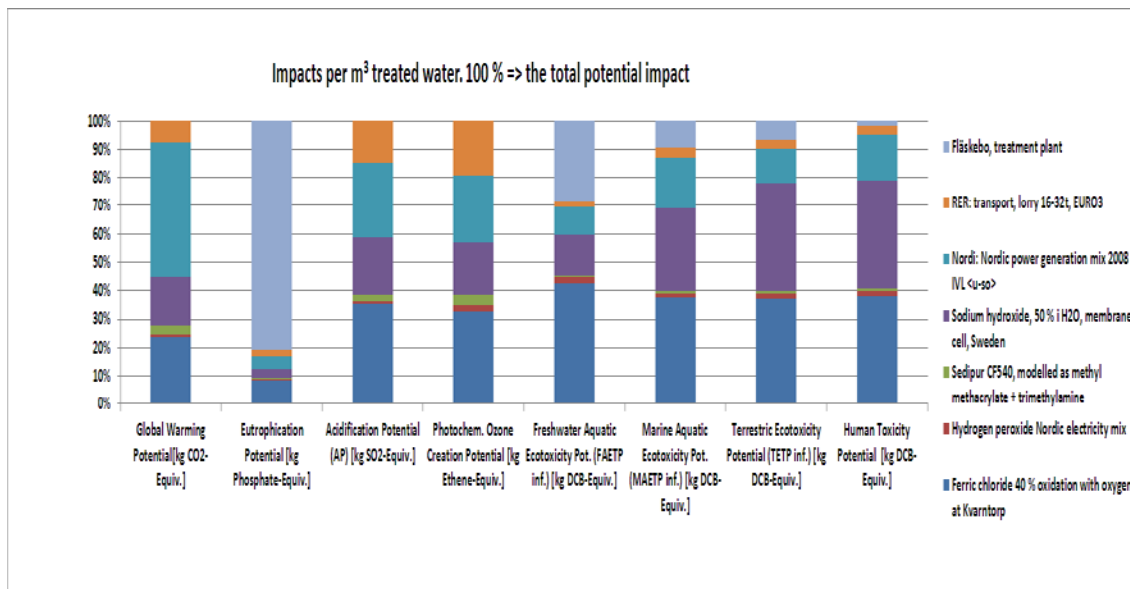
Figur 5: Potentiell miljöpåverkan från kemfällning av lakvatten från deponin på Högbypörp uppdelad på processteg. Den totala påverkan i varje kategori motsvarar 100 %. Bidragen från behandlingsanläggningen till övergödning (eutrofiering) och toxicitet härrör från utsläppet av det behandlade lakvattnet till en sötvattensrecipient.



Figur 6: Potentiell miljöpåverkan från nanofiltrering av lakvatten från deponin på Högbypörp uppdelad på processteg. Den totala påverkan i varje kategori motsvarar 100 %.

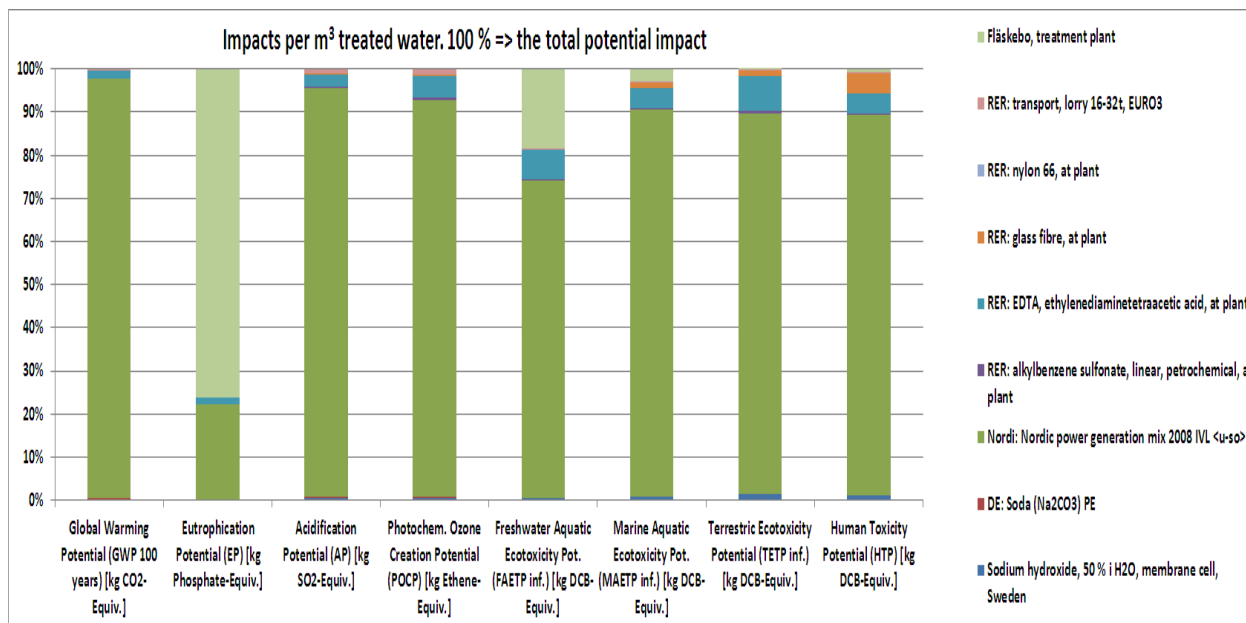


Figur 7: Potentiell miljöpåverkan från kemfällning enligt nuvarande förfarande av lakvatten från deponin på Fläskebo uppdelad på processteg. Den totala påverkan i varje kategori motsvarar 100 %. Bidragen från behandlingsanläggningen till övergödning (eutrofiering) och toxicitet härrör från utsläppet av det behandlade lakvattnet till en sötvattensrecipient.



Figur 8: Potentiell miljöpåverkan från behandling av lakvatten från deponin på Fläskebo med UV+ väteperoxid följt av kemfällning med PIX111 + TMT uppdelad på processteg. Den totala påverkan i varje kategori motsvarar 100 %.

Bidragen från behandlingsanläggningen till övergödning (eutrofiering) och toxicitet härrör från utsläpp av det behandlade lakvattnet till en sötvattensrecipient.



Figur 9: Potentiell miljöpåverkan från behandling av lakvatten från deponin på Fläskebo med nanofiltrering uppdelad på processteg. Den totala påverkan i varje kategori motsvarar 100 %.

Bidragen från behandlingsanläggningen till övergödning (eutrofiering) och toxicitet härrör från utsläpp av det behandlade lakvattnet till en sötvattensrecipient.

Den generella observationen från figurerna 4 - 9 är att om man betraktar miljöpåverkan från lakvattensystem och inkluderar behandlingsmetoderna från "vaggan" till renat i lakvatten i recipient, så är miljöeffekterna från lakvattnet i recipienten inte den klart dominerande eller i vissa fall ens den mest betydande miljöaspekten. Minskad påverkan på grund av reningen av lakvattnet har i högre eller mindre grad ersatts av motsvarande negativa effekter från användandet av kemikalier och energi, låt vara att de sistnämnda effekterna är utspridda på andra orter än recipienten vid deponin. De toxiska effekter vi kan kvantifiera från såväl deponilakvattnet som framställningen av kemikalier och tillhandahållande av energi orsakas till övervägande del av utsläpp av metaller till luft, sötvatten, havsvatten och mark.

Från diagrammen kan man dra slutsatsen att den verkliga reningseffektiviteten är mindre än den man mäter genom att jämföra obehandlat och behandlat vatten. När ökad reningseffektivitet måste uppnås genom ökad insats av kemikalier och energi, finns det en punkt, där marginalnyttan av den ökade reningen är mindre än marginalpåverkan från den intensifierade reningen, vilket framgår av LCA-avsnittet och den sammanfattande diskussionen.

### 5.8.1 Miljöbalansräkning

I Tabell 25 jämförs undviken påverkan med framkallad påverkan för de tre behandlingsfallen på Norsadeponin. Undviken påverkan är skillnaden i miljöpåverkan mellan obehandlat och behandlat lakvatten. Den framkallade påverkan är miljöpåverkan från driften av reningsanläggningen inklusive anskaffande av förbrukningsvaror och tillhandahållande av energi samt eventuell slamhantering. Effekten av det behandlade lakvattnet i recipienten räknas inte till den framkallade påverkan.

De kvantitativa mätetalen för miljöpåverkanskategorierna har normaliserats till årspersonequivallenter så som beskrivs i avsnittet om livscykelanalys. Toxicitet har inte tagits med, eftersom det är tveksamt hur slamkomposteringen och användningen av kompost påverkar emissionerna av metaller från det totala systemet.

Tabell 25. Normaliserade värden för några orsakade och undvikna miljöpåverkans effekter från behandling av lakvatten från Norsadeponin med tre alternativa metoder.

	Standardbehandling		Två ggr. dagens riktvärden		Endast nitrifikation	
	Lakvatten Undviken påverkan	Behandling Orsakad påverkan	Lakvatten Undviken påverkan	Behandling Orsakad påverkan	Lakvatten Undviken påverkan	Behandling Orsakad påverkan
Övergödningspotential, milliårspersonkv.	1.53	2.35E-02	1.40	2.12E-02	8.65E-02	1.07E-02
Klimatpåverkanspotential, milliårspersonkv.		0.21		0.19		0.10
Försurningspotential, milliårspersonkv.		5.87E-02		5.37E-02		5.71E-02
Fotokemisk oxidationspotential, milliårspersonkv.		6.44E-02		5.86E-02		3.66E-02
Summa	1.53	3.60E-01	1.40	3.27E-01	8.65E-02	2.05E-01

Standardbehandlingen har en god effekt på övergödningspotentialen. Så länge man inte tar hänsyn till toxiska effekter förefaller behandlingsresultatet att motivera behandlingsinsatsen. Förenklingarna av behandlingen ger visserligen en lägre framkallad påverkan, men tappet i behandlingseffektivitet är större. Alternativet endast nitrifikation förefaller ur miljösynpunkt tveksamt då orsakad påverkan överstiger undviken påverkan.

## 6 Sammanfattande diskussion

Här beskrivs för varje anläggning och recipient exempel på hur olika förändringar i lakvattenbehandling påverkar resursförbrukning och recipientens status. Framställningen är förenklad, men mer fullständigt material finns i föregående avsnitt och i bilagorna.

### 6.1 Fläskebo

Tabell 26 samlar den potentiella miljöpåverkan enligt LCA och den mer lokala förväntade påverkan enligt recipientbedömningen.

Tabell 26. De olika behandlingsalternativens påverkan vid Fläskebo enligt LCA- och effektmodelleringen.

Behandlingsalternativ	Påverkanskategori	Påverkan	Andel av mÅPE**	Effektmodellering (påverkan på recipient)
Dagens rening	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,0012	0,0331	De utsläpp från Fläskebo deponi som ligger närmast till att påverka den lokala recipienten negativt är Cu och Ni. Enligt bilaga 1 kan man inte förvänta sig någon påverkan även om halterna i recipienten skulle öka med åtminstone 10 resp. 2 gånger mer än dagens utsläpp medför. Dagens utsläpp bör alltså vara acceptabla.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	0,18	0,0286	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,00053	0,0157	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etenekv.	0,000060	0,0114	
	Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB ekv.	0,042	0,0408	
	Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB ekv.	44	0,4891	
	Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB ekv.	0,00082	0,0035	
	Humantoxicitetspotential, kg DCB ekv.	0,031	0,0015	
	<b>Summa (inklusive toxicitet)</b>		<b>0,6237</b>	
Ny kemisk fällning	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,0017	0,046	Utsläppen av Cu och Ni skulle minska med den alternativa fällningen, men i och med att man redan med dagens metodik inte väntar sig någon negativ påverkan på recipienten så skulle man inte heller kunna se någon effekt av minskningen.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	0,59	0,094	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,0018	0,054	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etenekv.	0,00018	0,034	
	Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB ekv.	0,046	0,045	
	Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB ekv.	100	1,1	
	Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB ekv.	0,0036	0,016	
	Humantoxicitetspotential, kg DCB ekv.	0,11	0,0054	
<b>Summa (inklusive toxicitet)</b>		<b>1,4</b>		
Nanofiltrering	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,00066	0,0180	Utsläppen av alla föreningar skulle minska kraftigt med nanofiltrering. Men enligt ovan finns det inga ekologiska skäl till att minska utsläppen från dagens nivå.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	0,50	0,0797	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,00090	0,0267	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etenekv.	0,000077	0,0144	
	Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB ekv.	0,0071	0,0069	
	Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB ekv.	38	0,4322	
	Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB ekv.	0,00095	0,0041	
	Humantoxicitetspotential, kg DCB ekv.	0,038	0,0019	
<b>Summa (inklusive toxicitet)</b>		<b>0,5838</b>		

- Ingen påverkan

\*\* mÅPE = tusendels Årspersonequivivalent

I tabellen kan man för varje behandlingsalternativ jämföra den potentiella miljöpåverkan enligt LCA, med avseende på varje påverkanskategori. Man ser t.ex. att Klimatpåverkanspotentialen är

störst för ny kemisk fällning Enligt 4.8 och figur 8 beror det nästan helt på kemikalieinsatsen och elanvändningen till ungefär lika delar, vilket knappast är förvånande när man ser systembeskrivningen.

Om man i stället tittar på Övergödningspotentialen ser man att där är den potentiella påverkan minst för nanofiltreringen. Det beror på att man mycket effektivt avskiljer både kväve och fosfor, och inte använder fällningskemikalier. Frågan blir alltså vilken påverkanskategori man bedömer som viktigast. Det kommer att variera med både tid och plats, och något generellt är svårt att säga.

Ett sätt att väga ihop de olika faktorerna är, som nämnts tidigare, att först anta att alla kategorierna är lika viktiga, och sen sätta dem i relation till vad en medelperson påverkar på ett år, en ÅPE. Här använder vi mÅPE (alltså en tusendels ÅPE) för att få mer hanterliga siffror. Med det här subjektiva sättet kan man summera alla mÅPE/m<sup>3</sup> lakvatten och jämföra de olika metoderna.

Med det utvärderingssättet ser man att ny kemisk rening sammantaget har den högsta potentiella miljöpåverkan. Recipientbedömningen visar att det inte finns lokala ekologiska skäl att ytterligare förbättra dagens rening. Utan att gynna recipienten mätbart skulle man alltså behöva satsa mer kemikalier och kostnader enligt det här underlaget. Visserligen är fällningen med TMT15 inte optimerad här, och miljöpåverkan från reningssteget därför antagligen överdriven, men slutsatsen blir antagligen ungefär densamma ändå.

Nanofiltrering skulle ha en potentiell miljöbelastning i nivå med dagens rening. Om man ser till kostnaden kan man utan någon djupare analys säga att nanofiltreringen skulle bli betydligt dyrare. Det talar mot nanofiltrering, eftersom de minskade utsläppen i det här fallet tydligen inte skulle ha någon tydlig positiv effekt.

I det här fallet stöds slutsatsen också av att tillståndsmyndigheten höjde gränsvärdena för Cu och Ni, eftersom de var svåra att klara med dagens mer resurssnåla teknik.

## 6.2 Högbytorp

Tabell 27 samlar den potentiella miljöpåverkan enligt LCA och den mer lokala förväntade påverkan enligt recipientbedömningen.



Tabell 27. De olika behandlingsalternativens påverkan enligt LCA- och effektmodellering vid Högbytorp.

Behandlingsalternativ	Påverkanskategori	Påverkan	Andel av mÅPE**	Effektmodellering (recipientpåverkan)
Ingen behandling (Dagens läge utan förbehandling före dammen och mark/växtsystemet)	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,0053	0,1419	Inget signifikant bidrag till påverkan på Sätrabäcken eller Brobäcken från deponi 3 idag, jämfört med andra belastningar, utom för kadmium och zink. Halterna av Cd och Zn är dock låga även med bidraget från deponi 3.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	-	-	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	-	-	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etenekv.	-	-	
	Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB ekv.	0,2088	0,2039	
	Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB ekv.	129	1,4	
	Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB ekv.	9,4E-23	4,0E-22	
	Humantoxicitetspotential, kg DCB ekv.	0,0139	0,0007	
	<b>Summa (inklusive toxicitet)</b>		<b>1,79</b>	
Kemisk fällning	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,0025	0,0685	Utsläppet av både Cd och Zn skulle minska kraftigt med kemisk fällning, men det skulle troligen inte påverka recipientens status.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	0,4065	0,0644	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,0016	0,0470	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etenekv.	0,0002	0,0304	
	Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB ekv.	0,09	0,09	
	Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB ekv.	123	1,4	
	Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB ekv.	0,0030	0,013	
	Humantoxicitetspotential, kg DCB ekv.	0,1041	0,0052	
	<b>Summa (inklusive toxicitet)</b>		<b>1,70</b>	
Nanofiltrering	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,0024	0,0642	Utsläppet av både Cd och Zn skulle minska kraftigt med nanofiltrering, men det skulle troligen inte påverka recipientens status.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	0,5027	0,0797	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,0009	0,0266	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etenekv.	0,0001	0,0143	
	Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB ekv.	0,0104	0,0102	
	Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB ekv.	41	0,46	
	Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB ekv.	0,0009	0,0041	
	Humantoxicitetspotential, kg DCB ekv.	0,0377	0,0019	
	<b>Summa (inklusive toxicitet)</b>		<b>0,66</b>	

- Ingen påverkan

\*\* mÅPE = tusendels Årspersonequivivalent

När man jämför den potentiella miljöpåverkan enligt LCA för olika påverkanskategorier och behandlingsalternativ ser man att dagens läge, utan förbehandling, bara ger möjliga utsläppseffekter och inga uppströmseffekter. De studerade behandlingarna kommer att öka klimatpåverkan, försurning och fotokemisk oxidation, men i gengäld minska utsläppseffekterna.

Om man försöker väga ihop för- och nackdelar genom att jämföra årspersonequivivalenter ser man att alternativet med nanofiltrering ger det klart lägsta värdet, 0,66 jämfört med 1,7 - 1,8 för de andra alternativen. Nästan hela skillnaden ligger i ekotoxicitetspotential för havsvatten. Enligt figur 5

beror potentialen till stor del på utsläpp i samband med produktion av järnklorid och natronlut. De effekterna är troligen något överdrivna, beroende på valet av fällningskemikalier och doser. Med ett enklare järnsalt och mindre dos skulle bidraget till ekotoxicitetspotentialen, och därmed ÅPE minska.

Det stora bidraget till ÅPE från ekotoxicitetspotentialen för havsvatten i alternativ 1, ingen ny behandling, har helt andra orsaker. Här är det utsläppet av nickel som slår igenom. Det står för ca 50 % av de 1,4 mÅPE (inte visat i någon figur). För vatten som sedan passerar ett markväxsystem, Sätträbäcken, Brobäcken och Mälaren innan det når Östersjön med brackvatten är det tveksamt hur relevant det är. Det här gäller också den tredjedel av potentialen för alternativet kemisk fällning som enligt figur 5 beror på utsläpp av behandlat kemiskt fällt lakvatten.

Jämförelse mellan kemisk fällning och nanofiltrering i tabell 27 visar att det bara är klimatpåverkanspotentialen som är större med nanofiltrering, alla andra siffror för mÅPE är lägre än för den kemiska fällningen (utformad som här). Skälet är de mycket små utsläppen via vatten från nanofiltreringen, och det betydligt större behovet av elkraft. Enligt figur 6 står elproduktionen för huvuddelen av potentialen för alla påverkanskategorier utom övergödning (där det ändå låga utsläppet av fosfor slår igenom). Påverkan från elproduktionen skulle bli mindre om man räknade med svensk medel, men betydligt högre om man i stället skulle räkna med marginalet, alltså till stor del kolkraft.

Enligt effektmodelleringen kan man inte vänta sig att dagens utsläpp från deponi 3 försämrar den ekologiska statusen i de närmaste recipienterna Sätträbäcken och Brobäcken, och än mindre i den ekologiskt mer intressanta Brofjärden. Det finns därför inget egentligt skäl att införa de andra miljöbelastningar som kemisk fällning eller nanofiltrering av lakvattnet från deponi 3 skulle ge. Dagens sambehandling med övrigt lakvatten i markväxsystemet bör alltså räcka.

## 6.3 Norsa

Tabell 28 samlar den potentiella miljöpåverkan enligt LCA och den mer lokala förväntade påverkan enligt recipientbedömningen.

Tabell 28. De olika behandlingsalternativens påverkan vid Norsa enligt LCA- och effektmodelleringen.

Behandlingsalternativ	Påverkanskategori	Påverkan	Andel av mÅPE**	Effektmodellering (påverkan på recipient)
Ingen rening	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,069	1,86	Effekten av de ökade utsläppen av kväve och fosfor skulle vara svåra att påvisa, men frånvaron av biologisk behandling skulle kunna ge små utsläpp av toxiska ämnen.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	-	-	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	-	-	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etekv.	-	-	
	<b>Summa</b>		<b>1,86</b>	
Dagens rening	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,013	0,34	Mycket marginell ökning av bakgrundshalten av fosfor, som bestämmer graden av eutrofiering i recipienten. Inga andra halter bör ge toxiska effekter.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	1,18	0,19	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,002	0,054	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etekv.	0,0002	0,041	
	<b>Summa</b>		<b>0,62</b>	
Fördubblade utsläppsvillkor	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,017	0,47	Ökning av utsläppet av fosfor med ca 40 % kommer fortfarande inte att ge en mätbar skillnad i recipienten.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	1,07	0,17	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,0017	0,05	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etekv.	0,0002	0,038	
	<b>Summa</b>		<b>0,73</b>	
Enbart nitrifikation	Övergödningspotential, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv.	0,066	1,78	Utsläpp av nitrat är ingen fördel jämfört med utsläpp av ammonium eftersom recipienten normalt har bra syrehalt. En onödig ökning av fosforbelastningen med ca 200 % jämfört med dagens rening.
	Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO <sub>2</sub> -ekv.	0,61	0,097	
	Försurningspotential, kg SO <sub>2</sub> -ekv.	0,0019	0,056	
	Fotokemisk oxidationspotential, kg etekv.	0,00017	0,03256	
	<b>Summa</b>		<b>1,97</b>	

- Ingen påverkan

\*\* mÅPE = Tusendels Årspersonekvivalent

För Norsa har inte utsläpp av tungmetaller diskuterats, eftersom de inte finns i villkoren. Bara ett fåtal analyser av enskilda, potentiellt toxiska, föreningar har gjorts. Eftersom de inte visade några höga halter begränsas här antalet påverkanskategorier till fyra stycken.

Den första effektmodelleringen visade att dagens utsläpp är väldigt små i förhållande till bakgrunden från andra källor. Fosfor är den känsligaste parametern, men dagens utsläpp skulle inte kunna spåras i recipienten. Därför studerades LCA och recipienteffekt också för några fall med ökade utsläpp, med ingen rening alls som extrempunkt.

Övergödningspotentialen skulle vara den enda miljöeffekten om man inte hade någon rening alls, förutsatt att påverkan från tungmetaller och andra toxiska ämnen är försumbar. Om vi jämför med dagens rening skulle övergödningspotentialen öka med över 400 % utan rening. Om utsläppsgränserna skulle vara dubbelt så höga som idag skulle ökningen bara bli ca 30 %. Den måttliga ökningen beror dels på att man idag inte alltid klarar de uppsatta villkoren, dels på att styrningen av reningen för att klara kvävekravet automatiskt skulle ge en mindre ökning av fosforutsläppet.

Beräkningsexemplet med bara nitrifikation var för att visa effekten av att man sparar in en extern kolkälla. Som direkt följd av det minskar slammängden betydligt, och utsläppet av CO<sub>2</sub> från

oxidationen av metanol faller bort, se tabell 14. Samtidigt binds dock mindre fosfor i slammet, och en stor mängd lut krävs för att hålla pH i reaktorn. Sammantaget ger det en övergödningspotential som är nästan lika stor som för utsläpp av obehandlat lakvatten. Klimatpåverkan blir betydligt lägre än för dagens rening.

När man normaliserar påverkan till ÅPE ser man att enbart nitrifikation skulle ha ungefär samma LCA-belastning som om man inte renade lakvattnet alls. Bara ca en tredjedel av den totala belastningen skulle man få med dagens behandling och med fördubblade begränsningsvärden. Skillnaden ligger nästan helt i övergödningspotentialen.

Effektmodelleringen visar att i de aktuella recipienterna har utsläppen av kväve och fosfor i de här nivåerna en mycket begränsad inverkan på övergödningen. Trots det är det rimligt att förutsätta en biologisk rening för att undvika eventuella effekter av nedbrytbara toxiska ämnen som kan finnas i äldre deponier. Denitrifikationen bidrar till ökad slambildning, men den är också positiv när det gäller att avskilja eventuella lipofila ämnen ur vattnet. Dagens rening verkar alltså vara en lämplig teknik, även om den exakta nivån på avskiljning av kväve och fosfor inte har så stor ekologisk betydelse.

## 7 Slutsats och rekommendationer

Undersökningen bör ses som exempel på hur man bör sätta gränsvärden eller begränsningsvärden. Man bör titta både på de förväntade effekterna av utsläpp på den aktuella recipienten, och den mer storskaliga påverkan som man kan uppskatta med LCA. Det är dock viktigt att man ser skillnaden mellan de två metoderna.

LCA ger just påverkanspotential, inte den verkliga lokala påverkan. En stor del av påverkanspotentialen är också global, som klimatgaser och andra atmosfärsp parametrar, medan andra kan vara mycket lokala men långt från huvudverksamheten. Detta och de många olika påverkanskategorierna gör det svårt att prioritera och jämföra. ÅPE är bara ett sätt att försöka jämföra de olika kategorierna, andra sätt ger andra prioriteringar.

Lokala förhållanden i recipienten har en självklar koppling till vilka utsläpp till vatten man kan tillåta från en verksamhet. De måste vara styrande i första hand. Mer övergripande analyser som LCA kan bara användas för att undvika att alltför resurskrävande metoder sätts in för att minska de lokala utsläppen. En mycket kraftig total miljöpåverkan enligt LCA måste vara en signal att man bör utvärdera en annan behandlingsmetod, eller ifrågasätta om man måste driva reningen så långt.

Att göra en närmast fullständig LCA som här kräver vissa resurser, och tillgång till relevant bakgrundsmaterial som ibland kan vara svårt att få tag i. Det gäller inte minst data på alla tänkbara potentiellt toxiska föreningar som kan finnas i t.ex. ett äldre lakvatten. Man har varken analysdata eller toxicitetsdata för allt. Det här är också ett problem vid effektstudier eller effektmodellering.

För de här aktuella fallen med lakvatten är förutsättningarna lite olika. Både i Fläskebo och Högbytorp gäller det lakvatten från nya deponier, nästan helt utan organiskt material. Det innebär att det i stort sett är utsläpp av tungmetaller som man bör koncentrera sig på. De är också lätta att analysera, och man har regler för klassning av metallhalter i recipienter.

I Norsa är det lakvatten från en äldre deponi, dvs den kan innehålla en stor mängd organiska föreningar i låga halter. Eftersom det inte går att analysera allt, och inte heller förutspå effekten av utsläpp av dessa enskilda föreningar blir läget annorlunda. Förutom de villkorade utsläppen av närsalter och syretärande organiskt material är det rimligt att kräva en biologisk behandling just för att bryta ner/avlägsna särskilt lipofila, potentiellt toxiska föreningar. Eftersom en stor del av

avlägsnandet av föreningar av den här typen sker genom adsorption till bildat bioslam är det också rimligt att man inkluderar denitrifikation för att ge mer slam. Slammet måste sedan tas omhand på rätt sätt.

Det här projektet har till stor del genomförts som en illustration hur man bör resonera kring begränsningsvärden. Samtidigt har resultaten från de olika fallstudierna varit ganska tydliga. I Fläskebo visade det sig svårt att nå de ursprungliga gränsvärdena för koppar och nickel med rimliga resurser, och tillsynsmyndigheten har också givit nya, något högre begränsningsvärden. Det något högre utsläppet bedöms inte heller ge några negativa effekter i recipienten.

Lakvattnet från den nya deponi 3 i Högbytorp behandlas inte alls idag innan det blandas med det biologiskt behandlade lakvattnet från den gamla deponin. Den efterföljande behandlingen i markväxsystem och det lilla bidraget från deponi 3 gör att det inte tycks rimligt att sätta in en separat förbehandling av lakvattnet från deponi 3. Det är viktigare att lägga resurserna på skötsel av den nuvarande behandlingen av det gamla lakvattnet, och av markväxsystemet.

För Norska kommer utredningen fram till att dagens behandling av lakvattnet med nitrifikation och denitrifikation är rimlig och tillräcklig. Även något högre utsläpp av närsalter skulle inte märkas i recipienten, varken utspritt över året eller i samband med rimliga bräddningar vid vårfloden.

## 8 Referenser

- Alabaster, J., S. & R. Loyd. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish: Second Edition. Butterworths, London, 361 pp.
- Carlsson, S-Å., 2001, Ytvattenöversikt för Upplands-Bro kommun, Vattenresurs AB, Bro
- CML2001, 2007. Life Cycle Assessment, An operational guide to the ISO standards, Volume 1, 2 and 3. Institute of Environmental Sciences, Leiden University, The Netherlands, Dec 07.
- Ecoinvent 1.2. The Swiss Centre for life cycle inventories, www.empa.ch (Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research).
- ENTSOE-E, 2008. European Network of Transmission System Operators for Electricity, Nordic electricity Annual Statistics.
- Friman, M., 1999. Lokalt renat lakvatten från Tvetaverket till Vaskabäcken, Lanaren, eller Vällingen- en Miljökonsekvensbeskrivning. Friman Ekologikonsult AB.
- GaBi (4.4), "Ganzheitliche Bilanzierung", Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart, och PE International GmbH, Leinfelden-Echterdingen, Tyskland, www.gabi-software.com.
- Håkanson, L. & M. Jansson, 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag, 316 p.
- Junestedt m.fl. 2009, Nya lakvatten – Kemisk sammansättning och lämplig behandling. IVL Rapport B1384, Stockholm.
- Kalmykova, Y., 2010, Undersökning av förbättringspotentialen för vattenreningen på Fläskebo avfallsupplag. Renova
- Lindblom E., Lindgren J., Fejes. & Cerne O., 2006. Framtida ekologisk status i Sätrabäcken-Brobäcken- Broviken. Miljökonsekvensbedömning av föreslagna utsläppsvillkor för vatten från hårdgjorda ytor inom Högbytorps avfallsanläggning. IVL Rapport U1999, Stockholm.
- Lindblom E., Tegeback A., Malmaeus M., Palm Cousins A. & Jönsson A., 2010. Miljöriskbedömning av ändrade riktvärden för koppar- och nickel i utgående lakvatten från Fläskebo avfallsanläggning, Härryda kommun. IVL Rapport U2818, Stockholm.
- Lingdell, P-E., Engblom, E., 2005, Limniska naturvärden i Brobäcken i Upplands-Bro kommun, Limnodata HB, Skinnskatteberg.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2005. Bevarandeplan för Natura 2000-område SE0520157 Maderna-Haketjärn. 2005-08-15.
- Malmaeus J.M., Blenckner T., Markensten H. and Persson I., 2006. Lake phosphorus dynamics and climate warming: A mechanistic model approach. Ecol. Model. 190 (1-2), 1-1.
- Malmaeus J.M. & Håkanson L., 2004. Development of a Lake Eutrophication Model. Ecological Modelling 171, 35-63.
- Malmæus, M., Almemark, M., Karlsson, M., Simon, O., Sivard, Å. och Eriksson, T. (2010), "Effekter av ytterligare reningssteg vid skogsindustrier", rapport för ÅFORSK, +IVL och ÅFORSK 2010-07-16.
- Malmaeus J.M., Karlsson O.M., Lindgren D. and Eklund J., 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. Ecological modelling 216, 303–31.

- Nilsson, A., 2006, Optimering av den kemiska reningen vid Fläskebo deponi. Examensarbete Uppsala University, ISSN 1401-5765.
- NV, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvaliteten Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913. Stockholm, 101 sid.
- Pelagia Miljökonsult, 2006. Recipientkontroll av ytvatten Kåbäcken – Maderna – Haketjärn, Rapport för 2006.
- Pelagia Miljökonsult, 2007. Recipientkontroll av ytvatten Kåbäcken – Maderna – Haketjärn, Rapport för 2007.
- Pelagia Miljökonsult, 2008. Recipientkontroll av ytvatten Kåbäcken – Maderna – Haketjärn, Rapport för 2008.
- Pelagia Miljökonsult, 2009. Recipientkontroll av ytvatten Kåbäcken – Maderna – Haketjärn, Rapport för 2009.
- Renova, 2009. Miljörapport 2009 för Fläskebo avfallsanläggning. Diarienumr 0214/10.
- SGU, 1980. Utvärdering av grundvattenprover från Kåvaslätten. Rapport för Rockwool AB, 7 sid.
- Wallman K., Sonesten L. & Wallin M., 2009. Miljöövervakning i Mälaren 2008. Mälarens vattenvårdsförbund. SLU Rapport 2009:7, Uppsala.
- WHO, 1986. International Programme on Chemical Safety Environmental Health Criteria 54 Ammonia. World Health Organization, Geneva, 210 p.
- Öman, C., M. Malmberg & C. Wolf-Watz. 2000. Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag – Slutrapport. IVL rapport B 1353. Stockholm, 147 sid.

## 9 Bilagor

### Bilaga 1. Recipientbedömning Fläskebo

Fläskebo avfallsanläggning ligger i Härryda kommun utanför Göteborg. Recipient för anläggningen är Haketjärn-Maderna som ligger cirka två kilometer nordost om området. Maderna och Haketjärn avvattnas norrut av Kåbäcken som i sin tur rinner ut i Sävån. **Figur 1.1** ger en geografisk översikt av deponins läge i förhållande till recipienten.



**Figur 1.1** Fläskebo avfallsanläggning (markerade med röd cirkel) och recipientsystemets tre betraktade delar; Haketjärn, Maderna och Kåbäcken (© Miljöatlas/Lst O © bakgrundskartor Lantmäteriet).

Lakvattnets genomsnittliga sammansättning (2007-2009) och utgående mängder baserade på genomsnittlig lakvattenmängd (37 000 m<sup>3</sup>/år) visas i Tabell 1.1.

**Tabell 1.1** Redovisade medelhalter i utgående lakvatten samt utgående mängder efter rening 2007–2009 (Renova 2009)

Parameter	Halt	Mängd		
pH	7,8			
TOC	14	mg/l	520	kg
BOD <sub>7</sub>	3*	mg/l	130*	kg
N-tot	2 000	µg/l	74	kg
NH <sub>4</sub>	0,13*	mg/l	5,5*	kg



P-tot	23	µg/l	0,85	kg
Al	130*	µg/l	5,7*	kg
As	2,1	µg/l	78	g
Pb	0,9	µg/l	33	g
Cd	0,1	µg/l	3,7	g
Cu	17	µg/l	630	g
Cr	4,1	µg/l	150	g
Hg	0,009	µg/l	0,33	g
Ni	36	µg/l	1,3	kg
Zn	19	µg/l	700	g
Cl	150*	mg/l	6,6*	ton
Fl	0,20*	mg/l	8,4*	kg
AOX	211	µg/l	7,8	kg

\* Endast data från 2008

### Hydrologi och morfologi

Kåbäckens avrinningsområde är ca 16 km<sup>2</sup> stort. Delavrinningsområde till Haketjärn har med hjälp av GSD-Höjddata beräknats till 5,3 km<sup>2</sup>. Medelvattenföringen i Kåbäcken anges av Pelagia Miljökonsult (2006) till 180 l/s, lågvattenföringen till 34 l/s och lägsta lågvattenföring till 10 l/s. Specifik avrinning för området beräknas sålunda till i genomsnitt 11 l·km<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup> och medelflöde in till Haketjärn blir därmed ca 60 l/s. Hydrologiska och morfologiska parametrar för Haketjärn redovisas i **Tabell 1.2**.

**Tabell 1.2** Morfometriska och hydrologiska data för Haketjärn. Djupdata från SMHI:s sjöregister. Beräknad vattenomsättningstid och andel ackumulationsbottnar enligt Håkanson & Jansson (1983).

Area	0,12	km <sup>2</sup>
Medeldjup	2,4	m
Max. djup	7,2	m
Volym	0,0003	km <sup>3</sup>
Vattenomsättningstid	55	dygn
Andel ackumulationsbottnar	65	%

### Ekologisk status

Genomsnittligt uppmätta halter 2005-2009 (i genomsnitt två mätningar per år) av ett antal vattenkvalitetsparametrar visas i Tabell 1.3. Generellt kan sägas att sjösystemet är måttligt näringsrikt, pH-neutralt och med god buffertkapacitet.

**Tabell 1.3** Genomsnittliga halter av närsalter och organiskt kol i Maderna och Haketjärn. Data från Pelagia Miljökonsult (2006; 2007; 2008; 2009). Klassificering enligt NV (1999).

Parameter	Maderna	Haketjärn	Klassificering
Totalfosfor* (µg/l)	14	8	Måttligt hög/låg halt
Totalkväve* (µg/l)	470	410	Måttligt höga halter
Kväve/Fosforkvot*	41	50	Kväveöverskott
TOC* (mg/l)	11	9	Måttligt höga halter
pH*	7,3	7,2	Nära neutralt
Alkalinitet* (mg HCO <sub>3</sub> /l)	27	23	Mycket god buffertkapacitet

\* Sommarvärde maj-oktober

\*\* Årsmedelvärde

I Tabell 1.4 visas genomsnittligt uppmätta metallhalter i Maderna och Haketjärn. Av de undersökta metallerna var halterna i allmänhet låga, med undantag för bly som i Haketjärn i genomsnitt uppvisade måttligt hög halt. Inga starkt avvikande mätvärden ingår i dessa medelvärden.

**Tabell 1.4** Årsmedelvärden av metallhalter i vatten 2005-2009. Samtliga värden µg/l. Data från Pelagia Miljökonsult (2006; 2007; 2008; 2009). Klassificering enligt NV (1999).

<i>Parameter</i>	<i>Haketjärn</i>	<i>Maderna</i>	<i>Klassificering</i>
Kalcium	11 700	12 800	
Kadmium	<0,1	<0,1	Låga halter
Kisel	1 700	2 300	
Krom	<1	<1	Låga halter
Koppar	1,7	1,3	Låga halter
Järn	600	720	
Kvicksilver	<0,1	<0,1	
Kalium	3 600	3 600	
Magnesium	2 700	2 800	
Nickel	1,6	<1	Låga halter
Bly	1,6	0,7	Måttligt hög/låg halt
Zink	11	8,7	Låga halter

Enligt VISS (VatteninformationsSystem Sverige) är den ekologiska statusen klassad som god i Kåbäcken. Dock är det en osäker bedömning enligt Vattenmyndigheten eftersom mätdata för biologi och näringsämnen saknas. Varken försurning eller övergödning bedöms utgöra miljöproblem (VISS 2010 Internet). Ett utdrag från elfiskeregistret visar att abborre, gädda och öring påträffats i Kåbäcken både 1989 och 2005. Haketjärn-Maderna bedöms ha ett högt skyddsvärde och ingår i EU:s nätverk Natura 2000 (Renova 2009). I Kåbäcken finns stationär havsöring samt strömstare och forsärla (Länsstyrelsen Västra Götalands län 2005).

### Belastning

Utifrån genomsnittliga halter i vatten (Tabell 1.1 och 1.3) och genomsnittlig vattenföring (180 l/s) kan bakgrundstransporten i Kåbäcken av olika substanser beräknas och jämföras med bidraget från Fläskebo. I Tabell 1.5 visas genomsnittlig årstransport i Kåbäcken jämte bidraget från Fläskebo.

**Tabell 1.5** Transport av metaller och näringsämnen i Kåbäcken jämte tillförd mängd till recipient från Fläskebo.

	Kåbäcken	Fläskebo	Andel Fläskebo
	kg/år	kg/år	%
Aluminium	960	5,7	0,59
Arsenik	3,5	0,078	2,3
Kadmium	<0,6	0,0037	0,62
Krom	<6	0,15	2,5
Koppar	8	0,63	8,3
Kvicksilver	<0,6	0,00033	0,055
Nickel	<6	1,3	22
Bly	4	0,033	0,80
Zink	49	0,7	1,4
Totalfosfor	79	0,85	1,1
Totalkväve	2 700	74	2,8
TOC	62 000	520	0,83

Det kan noteras att för de flesta substanser utgör Fläskebos bidrag en blygsam andel av den totala transporten. Undantagen gäller koppar och nickel där Fläskebos andel utgör ca 8 % respektive 22 % av den totala transporten.

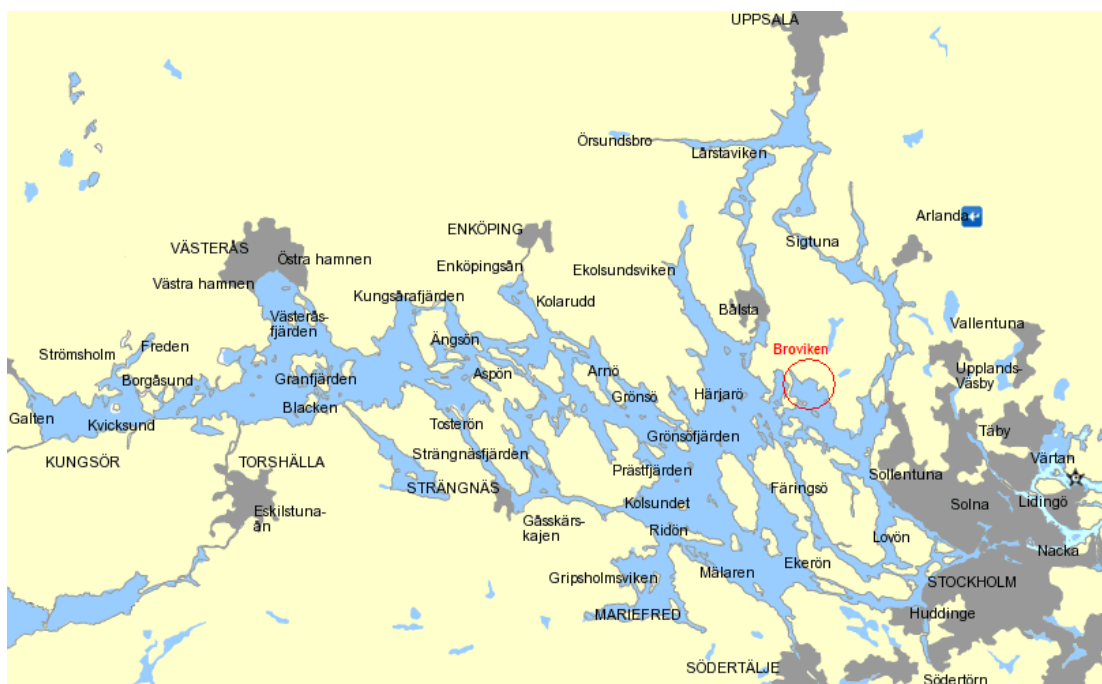
### **Effekter av utsläpp från Fläskebo**

Eftersom tillskottet från Fläskebo av flertalet substanser i recipienten är litet relativt bakgrundsbelastning kan inga effekter av utsläppet förväntas för dessa substanser. Mer dock om undantagen koppar och nickel nedan. Om den genomsnittliga lakvattenmängden är 37 000 m<sup>3</sup>/år så blir utspädningen i Haketjärn ca 50 gånger och i Kåbäcken ca 150 gånger. Inget lakvatten släpps dock till recipient under sommaren då vattenföringen är låg i Kåbäcken. Inte desto mindre kan utspädningen kortsiktigt vara både större och mindre än den nyss beräknade.

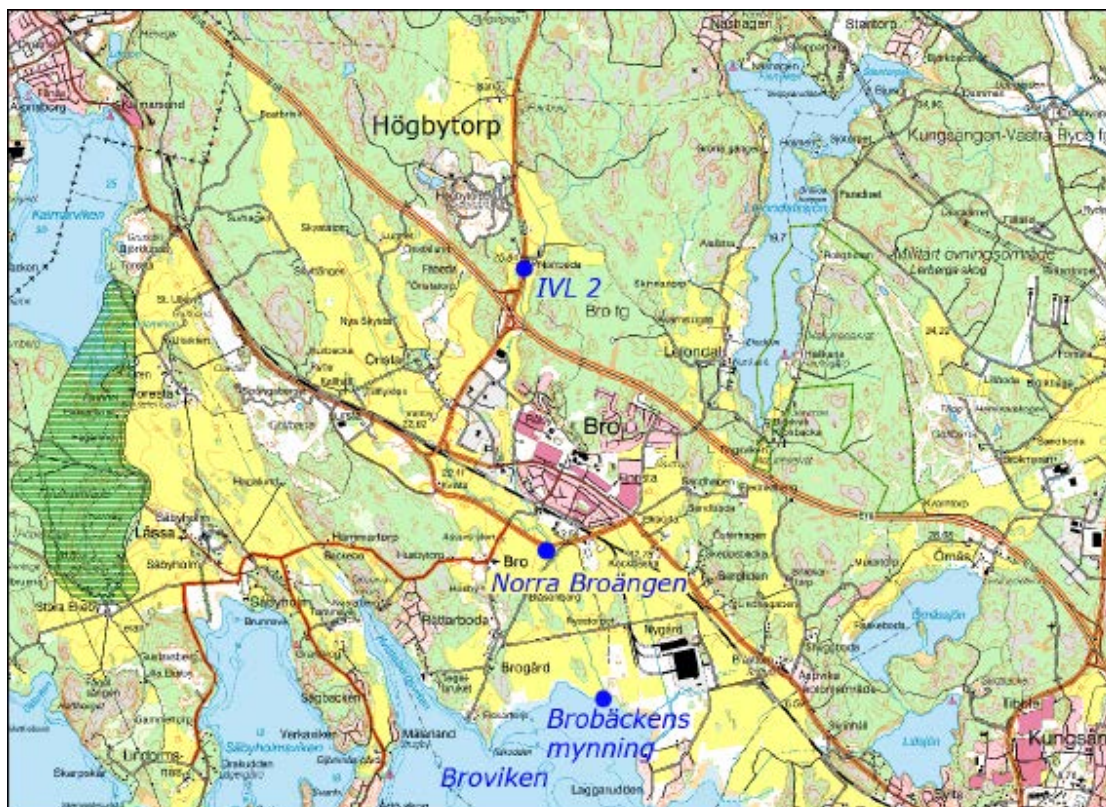
Med hänsyn till de relativt stora tillskotten av koppar och nickel från Fläskebo jämfört med bakgrundsbelastningen har en specialutredning genomförts där miljökonsekvenser av olika nivåer av utsläpp av dessa substanser utvärderats med flera metoder (Lindblom et al., 2010). Vid bedömningarna användes genomgående konservativa (försiktiga) antaganden för att inte underskatta miljöriskerna. De resulterande halterna beräknades dels genom enbart utspädning, dels med hjälp av en matematisk massbalansmodell som tar hänsyn till sedimentation av metaller i lakvattnet vilket bedöms vara en riktigare beskrivning av faktiska förhållanden. Givet bakgrundshalter i recipienten beräknades halterna Haketjärn öka med omkring 1,8–2,3 µg Cu/l och 2–3 µg Ni/l. Det bedömdes i sammanhanget finnas utrymme för en tiofaldig ökning av kopparhalten utan att kritiska nivåer uppnås vid dessa tillfällen och åtminstone utrymme för en fördubbling av nickelhalten (möjligen upp till en femfaldig ökning beroende på antaganden). De ytterligare minskningar av Cu och Ni som kan åstadkommas med förändrad fällning eller membranfiltrering bedöms därmed ha liten ekologisk betydelse.

## Bilaga 2. Recipientbedömning Högbytorp

Avfallsanläggningen i Högbytorp är belägen ca 4 km sydost om Bålsta (Fig 2.1, Fig 2.2). Primärrecipient för lakvattnet är den närliggande Sätwabäcken, vilken strax söder om Högbytorp rinner ihop med Brobäcken för att slutligen mynna i Natura 2000-området Broviken, som är en del av Mälarbassängen Görvaln. Sätwabäcken är starkt påverkad av mänsklig aktivitet och saknar egentliga naturvärden. Broviken är en grund Mälarvik med stora bladvassområden och angränsande strandängar. Förutsättningarna är goda för fiskreproduktion och området är betydelsefullt för fågellivet såväl som för yrkes- och fritidsfiske.



Figur 2.1. Mälaren med Broviken markerad.



**Figur 2.2.** Högbytorps avfallsanläggning. Öster om Högbytorp passerar Sätträbäcken som rinner ner förbi Bro samhälle, förenas med Brobäcken och mynnar ut i Broviken. I kartan är även provtagningspunkterna IVL 2 och Norra Broängen markerade. Från Lindblom et al (2006)

Process- och dagvatten från Högbytorp leds till reningsverket i Käppala och belastar således inte närrecipienten. Sedan februari 2007 leds behandlat lakvatten till ett markväxtsystem för att ytterligare minska belastningen av potentiellt miljöstörande ämnen i recipienten, varav den så kallade Deponi 3 utgör en nyare del som utreds närmare i detta projekt. I Tabell 2.1 visas genomsnittlig mängd och koncentration av ett antal substanser i lakvatten från deponi 3 samt beräknade mängder ut till Sätträbäcken. Lakvattenvolymen som tillförs recipienten från denna deponi (via markväxtsystemet) är omkring 20 000 m<sup>3</sup>/år och släpps från uppsamlingsdammar under sommarhalvåret.

**Tabell 2.1** Lakvattnets innehåll av organiskt material, närsalter och metaller

	Koncentration i lakvatten		Mängd till recipient	
BOD <sub>7</sub>	5	mg/l	100	kg
COD <sub>Cr</sub>	120	mg/l	2400	kg
Klorid	650	mg/l	13 000	kg
Sulfat	1 400	mg/l	28 000	kg
NH <sub>4</sub> -kväve	1	mg/l	20	kg
NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -kväve	4	mg/l	80	kg
Totalkväve	6	mg/l	120	kg
Totalfosfor	0,08	mg/l	1.6	kg
Arsenik	6	µg/l	100	g

Kadmium	2	µg/l	40	g
Kobolt	35	µg/l	700	g
Krom	7	µg/l	140	g
Koppar	140	µg/l	2 800	g
Kvikksilver	<0,1	µg/l	<2	g
Nickel	40	µg/l	800	g
Bly	1	µg/l	20	g
Zink	600	µg/l	12 000	g

### Hydrologi och morfologi

Vattenföringen i Sätträbäcken och Brobäcken är måttlig och till följd av detta variabel. Beräkningar av Carlsson (2001) ger vid handen att medelavrinningen är i storleksordningen 180 l/s i Sätträbäcken medan mätningar 2005-2006 (Lindblom et al., 2006) visade på huvudsakligen lägre flöden (mellan 3 och 170 l/s). Årlig vattenföring i Brobäcken beräknad utifrån mätningar (Lindblom et al., 2006) var 2 600 000 m<sup>3</sup> eller ca 80 l/s. Till följd av uträtning och måttliga naturvärden fungerar bäcksystemet huvudsakligen som en genomgångsrecipient där ingen retention av betydelse sker, varken till följd av sedimentation, upptag eller nedbrytning (Lindblom et al., 2006).

Brobäcken rinner ut i inre Broviken, som är en del av Mälarbassängen Görväl. Görväl är den djupaste av Mälarens fjärdar. Hydrologiska och morfologiska parametrar för Broviken och Görväl visas i **Tabell 2.2**. Vågbasens läge och andel ackumulationsbottnar i Görväl har beräknats enligt Håkanson & Jansson (1983). Morfometriska data för Broviken har hämtats från Carlsson (2001). Vi har ingen utförlig information om vattenutbyte och sedimentdynamik för Broviken, men den topografiska avgränsningen mot övriga Mälaren är diffus och såvitt kan bedömas är vattenkvaliteten (se nedan) densamma i Broviken som i Görväl. Undersökningar redovisade av Lindblom et al. (2006) tyder på att merparten av sedimenten i Broviken är transportbottnar och att partikelburna föroreningar inte ackumuleras i området.

**Tabell 2.2** Morfometriska data

	Broviken	Görväl	
Area	14	96,5	km <sup>2</sup>
Medeldjup	8	14	m
Max. djup	21	63	m
Volym	0,1	1,32	km <sup>3</sup>
Vågbasens genomsnittliga läge		14	m
Vattenomsättningstid	8,5	150	dygn
Andel ackumulationsbottnar		30	%



## Ekologisk status

Undersökningar av bottenfauna i Brobäcken (Lingdell & Engblom, 2005) visade på avsaknad av högre limniska naturvärden, vilket främst ansågs bero på störning i form av uträtning av vattendrag och påverkan från jordbruksmark. Kemisk status i Sätträbäcken och Brobäcken bedömdes av Lindblom et al. (2006) huvudsakligen vara god avseende metaller (låga till måttligt höga halter) medan halterna av kväve och fosfor var mycket höga till följd av belastning från jordbruk. De föroreningskänsliga men i övrigt triviala arterna *Gammarus pulex* (en sötvattenmärla) och *Rhyacophila fasciata* (en nattslända) påträffades i Brobäcken (Lingdell & Engblom, 2005).

Desto högre naturvärden återfinns nedströms i Natura 2000-området Broviken som är en näringsrik och grund Mälmarvik med angränsande strandängar som bland annat hyser ett rikt fågelliv. Kända vattenkemiska data redovisas i **Tabell 2.3**.

**Tabell 2.3** Vattenkemiska parametrar (www.ma.slu.se). Klassificering enligt NV (1999).

Parameter	Broviken	Görväln	Klassificering
Totalfosfor (µg/l)	26***	25***	Hög halt/ Måttlig halt
Totalkväve*(µg/l)		630	Hög halt
Kväve/Fosforkvot*		28	Kväve-fosforbalans
Syrgashalt** (mg/l)		5,9	Måttligt syrerikt
TOC*** (mg/l)		8,7	Måttligt hög halt
Klorofyllhalt**** (µg/l)		8,1	Hög halt
Siktdjup* (m)		2,8	Måttligt siktdjup

\* sommarvärde maj-oktober  
 \*\* genomsnittligt årsminimum på 40 m djup, lägsta uppmätta 2000-2009 3,8 mg/l  
 \*\*\* årsmedelvärde  
 \*\*\*\* augustimedelvärde

Vattenkvaliteten i Broviken styrs i hög grad av vattenkvaliteten i Görväln och intilliggande Prästfjärden (väster om Broviken/Görväln), vilken huvudsakligen utmärks av näringsrika förhållanden med måttligt siktdjup och höga klorofyllhalter. Enligt Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder så var den ekologiska statusen avseende växtplankton god under 2008 (Wallman et al., 2009).

Bottenfaunaundersökningar har påvisat förekomst av rödlistade arter i Broviken (Lingdell & Engblom, 2005). Det rör sig om två arter nattsländor (*Orthotrichnia*) som är rödlistade på grund av kunskapsbrist, samt dagsländan *Ephemera glaucops* (hotklass NT, *Near Threatened*).

## Belastning

Lindblom et al. (2006) beräknade med hjälp av fältdata transporten av närsalter och metaller under ett år i Brobäcken (**Tabell 2.4**). De redovisade mängderna bedöms huvudsakligen utgöras av bakgrundsbelastning men viss osäkerhet råder om hur stor del som förklaras av att markväxsystemet faktiskt var i drift under en del av mätperioden. Vi redovisar i sammanhanget beräkningar av belastningen från deponi 3. Storleksmässigt transporteras ungefär lika mycket i Brobäcken naturligt (**Tabell 2.4**) som förväntas tillföras från deponin (**Tabell 2.1**).

**Tabell 2.4** Uppmätt transport i Brobäcken 1 september 2005 – 31 augusti 2006 (Lindblom et al., 2006) samt bedömd transport till Brobäcken via markväxtsystemet från deponi 3.

	Brobäcken (kg/år)	Från markväxtsystem (kg/år)
COD <sub>Cr</sub>		2 400
N	5 300	120
P	240	1.6
Klorid		13 000
As	0,56	0.1
Cd	0,056	0.04
Cr	1,7	0.14
Cu	7,5	2.8
Hg	0,033	<0.002
Ni		0.8
Pb	1,0	0.02
Zn	14	12

### Effekter av utsläpp från Högbytorp

I **Tabell 2.5** redovisas halter i recipienten och beräknade bakgrundshalter när bidraget från deponi 3 räknats bort. Liksom ovan viss råder osäkerhet kring hur mycket de angivna bakgrundsvärdena påverkats av att markväxtsystemet faktiskt var i drift under en del av mätperioden (Lindblom et al., 2006), men storleksordningen av deponi 3 kan trots detta bedömas med dessa förutsättningar.

**Tabell 2.5** Beräknade bakgrundsnivåer i Sätträbäcken och Brobäcken samt resulterande halter vid belastning från deponi 3.

Ämne	Sätträbäcken		Brobäcken	
	Bakgrund	Belastad	Bakgrund	Belastad
COD <sub>Cr</sub> (mg/l)		0,6		0,3
N-tot (µg/l)	2 260	2 300	1 980	2 000
P-tot (µg/l)	92,6	93	88,8	89
Klorid (mg/l)		3,3		1,6
As (µg/l)		0,03		0,015
Cd (µg/l)	0,01	0,02	0,013	0,02
Cr (µg/l)	1,05	1,1	0,58	0,6
Cu (µg/l)	3,3	4,2	2,3	2,8
Hg (µg/l)	0,0015	0,002	0,0098	0,01
Ni (µg/l)	2,3	2,6	2,1	2,2
Pb (µg/l)	0,49	0,5	0,396	0,4
Zn (µg/l)	0,6	3,6	3,6	5,1

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är halterna av COD, arsenik och zink mycket låga, medan halterna är låga av kadmium, krom, nickel och bly. Halterna av kadmium och zink är enligt tabellen de som relativt sett beräknas öka mest på grund av utsläppet från deponi 3, men halterna skulle fortfarande vara mycket låga eller låga. Kopparhalterna är måttligt höga i Sätträbäcken och låga i Brobäcken. Halterna av kväve och fosfor bedöms som höga. Koncentrationen av klorid bedöms inte ge några toxiska effekter (80 mg/l lägsta påvisade effekt).



Halterna i Broviken och Görväln klassas enligt samma bedömningsgrunder och kommer i varje fall att påverkas mindre än Brobäcken av belastningen från Högbytorp. Eftersom det ekologiska problem som föreligger i dessa recipienter främst är övergödning orsakad av fosforbelastning har en dynamisk modell för fosfor (LEEDS; se Malmaeus & Håkanson, 2004) tillämpats i Broviken, för att undersöka betydelsen av fosforbelastningen från Högbytorp. Vi har också utgått ifrån ett linjärt samband (Malmaeus et al., 2008) mellan fosforkoncentration och klorofyllhalt för att bedöma huruvida minskade fosforutsläpp från Högbytorp skulle kunna reducera klorofyllkoncentrationen i recipienten.

Modellen beräknar en genomsnittlig fosforkoncentration i hela fjärden. I **Tabell 2.6** visas modellerad koncentration av totalfosfor och klorofyll med och utan fosforbidraget från deponin. Resultatet från modellen tyder på att inga mätbara förbättringar av Brovikens näringsstatus skulle kunna uppnås genom reduktioner av fosforbelastningen från deponi 3, ett logiskt resultat då bidraget från deponin är marginellt jämfört med övrig belastning. Resultatet är för övrigt jämförbart med simuleringar i Galten och Norsa-deponin, vilket intuitivt är rimligt då de två recipienterna omfattar ungefär samma vattenvolym. Någon signifikant påverkan på andra delar av Görväln från deponin kan inte förväntas då påverkan i Broviken inte är märkbar.

**Tabell 2.6** Modellerad halt av totalfosfor (TP) och klorofyll (Chl) i Brofjärden med och utan fosforbelastning från deponi 3 inkluderad.

	TP (µg/l)		Chl (µg/l)	
	Med deponi	Utan deponi	Med deponi	Utan deponi
Jan	25,16	25,16	5,35	5,35
Feb	26,35	26,35	5,40	5,40
Mar	33,02	33,02	6,28	6,28
Apr	32,49	32,49	6,67	6,67
Maj	27,20	27,20	5,71	5,71
Jun	25,90	25,90	5,48	5,48
Jul	26,45	26,45	5,57	5,57
Aug	21,84	21,84	4,74	4,74
Sep	19,32	19,31	4,30	4,30
Okt	20,91	20,91	4,28	4,28
Nov	23,07	23,07	4,63	4,63
Dec	24,69	24,69	4,90	4,90

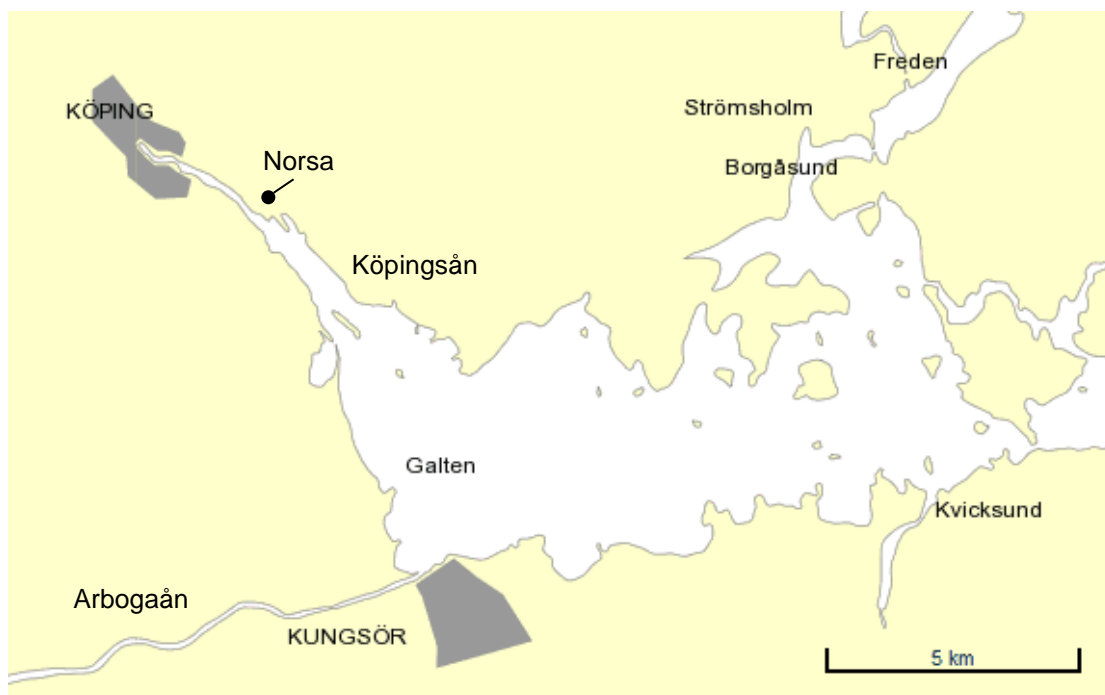
**Sammanfattning, bedömning**

Tillskottet av närsalter och metaller från lakvattnet via deponi 3 och markväxsystemet svarar för en mindre del av belastningen på miljön. Beräkningar visar att om tillskottet från deponin elimineras och enbart bakgrundsbelastningen kvarstår så uppnås inga påtagliga miljöförbättringar i Sätrabäcken och Brobäcken (**Tabell 2.5**) eller i Broviken (**Tabell 2.6**). Det förefaller ur det perspektivet inte finnas några skäl att minska belastningen av dessa ämnen från deponin.

## Bilaga 3 Recipientbedömning Norsa

### Norsa-deponin

Avfallsanläggningen ligger sydost om Köpings tätort, inom Norsa industriområde och i direkt anslutning till bolagets avfallsförbränningsanläggning, kommunens värmeverk och avloppsreningsverk (**Figur 3.1**). Köpingsån som rinner ca 450 m söder om området är den naturliga yt- och grundvattenrecipienten, samt recipient för det renade lakvattnet från deponin. Köpingsån mynnar i Galten, som är den västligaste och grundaste av Mälarens bassänger.



Figur 3.1. Deponins placering.

Flöde och sammansättning av lakvatten varierar, bland annat beroende på nederbörd. Genomsnittlig lakvattenmängd samt beräknad belastning på recipient av ett antal parametrar baserat på data från 2007-2008 visas i **Tabell 3.1**. Av de redovisade parametrarna har främst fosfor diskuterats som problematiskt då riktvärdet (för närvarande 0,4 mg/l) stundtals överskrids. Samtidigt är utsläppen av kväveföreningar det som främst motiverar behandling av lakvatten från äldre deponier.

Tabell 3.1. Årlig belastning på Köpingsån via lakvatten från Norsa-deponin (data från 2007-2008)

Lakvattenmängd	27 500	m <sup>3</sup>
BOD-7	210	kg/år
Totalfosfor	19	kg/år
Totalkväve	1 200	kg/år
Klorid	52 000	kg/år
Kvicksilver	<0,003	kg/år
Kadmium	0,008	kg/år
Bly	0,029	kg/år
Zink	0,70	kg/år
Järn	23	kg/år
Mangan	37	kg/år
Krom	0,15	kg/år
Koppar	0,65	kg/år
Nickel	0,65	kg/år
Kobolt	0,15	kg/år
Arsenik	0,10	kg/år
Kalcium	6 500	kg/år
Cyanid	0,15	kg/år
Fenol	1,3	kg/år

### Hydrologi och morfologi

Valstaån och Kölstaån rinner ihop inne i centrala Köping och bildar Köpingsån som är recipient för Norsa-deponins renade lakvatten. Medelvattenföring (2004-2008) i Köpingsån är 2,1 m<sup>3</sup>/s. Lägsta uppmätta månadsmedelvattenföring under perioden 2004-2008 är 0,04 m<sup>3</sup>/s. Köpingsån är det minsta av de fem större vattendrag som mynnar i Galten och kan jämföras med Arbogaån (43 m<sup>3</sup>/s), Kolbäcksån (29 m<sup>3</sup>/s) och Hedströmmen (12 m<sup>3</sup>/s) som mynnar i samma bassäng.

Hydrologiska och morfologiska parametrar för Galten redovisas i **Tabell 3.2**. Galten är en mycket grund bassäng av Mälaren där vågbasen (det djup som vattenmassan regelbundet ombländas till genom vind och vågpåverkan) ligger långt djupare än medeldjupet vilket innebär att en mycket liten andel av ytan fungerar som ackumulationsbottnar. I praktiken innebär detta att det mesta av tillförda miljögifter transporteras ut ur Galten och endast en liten del fastläggs på de djupaste bottarna. Några påtagliga miljöeffekter av ackumulerade äldre synder kan således inte förväntas.

**Tabell 3.2** Morfometriska data över Galten samt beräknad vattenomsättningstid och andel ackumulationsbottnar enligt Håkanson & Jansson (1983).

Area	61	km <sup>2</sup>
Medeldjup	3,4	m
Max. djup	19	m
Volym	0,21	km <sup>3</sup>
Vågbasens genomsnittliga läge	12	m
Vattenomsättningstid	30	dygn
Andel ackumulationsbottnar	5	%

### Ekologisk status

Det mest utmärkande draget för vattenkvaliteten i Köpingsån är en stor transport av näringsämnen, främst fosfor, till Mälaren. Mälarens vattenkvalitet, i sin tur, präglas av höga halter av närsalter och stor växtplanktonproduktion med förekomst av blommande cyanobakterier. I **Tabell 3.3** visas några viktiga vattenkemiska parametrar för Galten.

**Tabell 3.3** Vattenkemiska parametrar i Galten 2004-2008. Klassificering enligt NV (1999).

Parameter		Klassificering
Totalfosfor* (µg/l)	41	Hög halt
Totalkväve*(µg/l)	660	Hög halt
Kväve/Fosforkvot*	16	Kväve-fosforbalans
Syrgashalt** (mg/l)	5,9	Måttligt syrerikt tillstånd
TOC*** (mg/l)	11	Måttligt hög halt
Klorofyllhalt**** (µg/l)	31	Mycket hög halt
Siktdjup* (m)	0,9	Mycket litet siktdjup

\* sommarvärde maj-oktober

\*\* genomsnittligt årsminimum, lägsta uppmätta 2004-2008 1,0 mg/l

\*\*\* årsmedelvärde

\*\*\*\* augustimedelvärde

Enligt Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder så är status för klorofyllhalten ej god, och status för totalfosfor är måttlig status. För siktdjupet klassificeras statusen som god vilket kan synas märkligt, men beror på att referensvärdet för siktdjup baseras på uppmätt klorofyllhalt. Syrgashalten är god enligt nya bedömningsgrunder. Den ekologiska statusen är således måttlig främst avseende övergödning.

Analyser av metallhalter i vatten i Köpingsviken genomfördes 2007 och 2008. Måttligt höga halter av koppar och bly förekom då, medan övriga analyserade metaller (zink, kadmium, krom, nickel, kvicksilver och arsenik) uppvisade låga halter.

Bottenfaunaundersökningar i Köpingsåns avrinningsområde samt i Köpingsviken genomfördes år 2004. Resultaten visar i allmänhet på ett näringsrikt system, och på måttligt syrerika förhållanden i Köpingsviken.

### Belastning

För att sätta utsläppen från Norsa-deponin i perspektiv redovisas i **Tabell 3.4** genomsnittlig belastning till Köpingsviken från Köpingsån, samt de två större kända punktkällorna i området nämligen Norsa avloppsreningsverk och Yara AB (tillverkare av bland annat gödningsmedel för jordbruk). För Köpingsån redovisas genomsnittlig årstransport 2004-2008 för att fånga in naturlig variation, medan utsläppen från punktkällorna inklusive Norsa-deponin endast redovisas för 2007 och 2008.

**Tabell 3.4** Belastning av närsalter och organiskt material till Köpingsviken. Årsmedelvärden 2004-2008 (Köpingsån) respektive 2007-2008 (övriga källor).

	Fosfor (kg/år)	Kväve (ton/år)	TOC (ton/år)	BOD <sub>7</sub> (ton/år)	COD <sub>Cr</sub> (ton/år)
Köpingsån	5 785	85	1 040		
Norsa ARV	650	40		12	125
Yara AB	735	56			
Norsa-deponin	19	1,2		0,2	

Normalt motsvarar 1 ton TOC ca 2,8 ton COD. Däremot finns det inget direkt samband mellan BOD och COD, bara att BOD är mindre än COD i alla vatten. Det är dock givet att Köpingsån är en betydligt större källa av såväl närsalter som organiskt material till Köpingsviken än de angivna punktkällorna.

Vi har inte tillgång till data för metalltransport i Köpingsån men en uppskattning kan göras utifrån halter i Kolbäckensån (2004-2009) som redovisas av Institutionen för vatten och miljö på SLU ([www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se)) omräknat till vattenflödet i Köpingsån. Sålunda beräknad transport av metaller i Köpingsån jämfört med belastning från Norsa-deponin visas i **Tabell 3.5**. Utifrån dessa beräkningar utgör Norsa-deponin ett relativt sett litet bidrag av metaller till recipienten jämfört med bakgrundstransporten för alla metaller utom möjligen kalcium.

**Tabell 3.5** Beräknad årstransport av metaller i Köpingsån jämfört med belastning från Norsa-deponin.

	Köpingsån (kg/år)	Norsa-deponin (kg/år)
Kalcium	43 000	6 500
Järn	40 000	23
Mangan	2 200	37
Koppar	130	0,65
Zink	750	0,70
Kadmium	0,9	0,008
Bly	44	0,029
Krom	68	0,15
Nickel	110	0,65
Kobolt	14	0,15

### Effekter av utsläpp från Norsa-deponin

Ett genomsnittligt förhållande mellan lakvattenflöde från Norsa (27 500 m<sup>3</sup>/år) och vattenföring i Köpingsån (2,1 m<sup>3</sup>/s) är ca 2 400 ggr. Lakvattenflödet jämnas ut över året i en damm före den egentliga reningen, men kan vara lite lägre under längre torrperioder. Sannolikt är utspädningsfaktorn sällan mindre än en faktor tio lägre än den beräknade genomsnittliga utspädningen. Galten har en vattenomsättning på 0,21 km<sup>3</sup> per 30 dygn (ca 80 m<sup>3</sup>/s) vilket ger en utspädning av lakvattnet från Norsa på ca 90 000 ggr.

Det uppenbara vattenkvalitetsproblem som föreligger i recipienten är höga fosforhalter och därtill kopplade övergödningseffekter (t ex klorofyll). En fosformodell (LEEDS, (Malmaeus & Håkanson 2004) har tidigare använts för Galten med god överensstämmelse mellan modell och empiri (Malmaeus et al., 2006). Vi har här uppdaterat dessa körningar och inorporerat fosforbidraget från Norsa-deponin till Galten. Modellen beräknar en genomsnittlig fosforkoncentration i hela sjön

vilket är rimligt i en väl omblandad bassäng som Galten. I **Tabell 3.6** visas modellerad koncentration av totalfosfor och klorofyll med och utan fosforbidraget från Norsa-deponin. Resultatet från modellen tyder på att inga mätbara förbättringar av Galtens näringsstatus skulle kunna uppnås genom reduktioner av fosforbelastningen från Norsa, ett logiskt resultat då bidraget från deponin är marginellt jämfört med övrig belastning.

**Tabell 3.6** Modellerad halt av totalfosfor (TP) och klorofyll (Chl) i Galten med och utan fosforbelastning från Norsa inkluderad.

	TP (µg/l)		Chl (µg/l)	
	Med Norsa	Utan Norsa	Med Norsa	Utan Norsa
Jan	44,15	44,14	0,27	0,27
Feb	44,78	44,78	0,55	0,55
Mar	43,61	43,61	1,5	1,5
Apr	42,13	42,13	4,85	4,85
Maj	42,94	42,94	11,72	11,72
Jun	43,09	43,09	18,85	18,85
Jul	41,25	41,25	26,91	26,91
Aug	44,19	44,18	30,44	30,44
Sep	47,65	47,64	24,22	24,21
Okt	47,53	47,52	10,97	10,97
Nov	45,05	45,04	2,11	2,11
Dec	43,25	43,24	0,35	0,35

Ytterligare en möjlig risk när lakvatten når recipient är toxiska effekter, exempelvis av de potentiellt toxiska ämnen som redovisas i miljörapporten - i första hand ammonium, cyanid, klorid och fenol. Beräknad halt av dessa ämnen i recipienten förutsatt 2 400 ggr utspädning framgår i **Tabell 3.7**. Den halt man uppmäter av ammoniumkväve vid analysen av ett vattenprov är en blandning av fri ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) och ammoniumjoner ( $\text{NH}_4^+$ ). Jämvikten mellan ammoniak och ammonium styrs av vattnets pH. Vid höga pH förskjuts jämvikten mot ammoniak. Det är den fria ammoniaken som verkar toxiskt gentemot organismer. Som ett riktvärde för vilken ammoniakhalt som kan ge upphov till kroniska effekter hos fisk har 0,025 mg/l  $\text{NH}_3$  föreslagits (Alabaster & Loyd, 1982). Vid neutralt pH och sommartemperatur innebär detta att riktvärdet för fri ammoniak överskrids om ammoniumkvävehalten överstiger 2 mg/l. Öman et al. (2000) har undersökt klorids toxicitet gentemot olika sötvattenorganismer. Den lägsta koncentration där toxiska effekter kunde påvisas låg på drygt 80 mg/l (reproduktionstest med kräftdjur). Som en jämförelse kan också nämnas att kloridhalten i Östersjön ligger på cirka 3 300 mg/l (Friman, 1999). Dricksvattennormen för cyanid ligger på 50 µg/l (SLV FS 2001:30). Fenol är relativt lättnedbrytbart, och halter på upp till 20 µg/l anses kunna förekomma naturligt (SGU, 1980). Även om den beräknade utspädningen innehåller betydande osäkerheter ligger de uppskattade halterna i recipienten betydligt under redovisade jämförvärden.

**Tabell 3.7** Beräknad halt i recipient av cyanid, klorid och fenol, antaget 2 400 ggr utspädning i Köpingsån, samt jämförvärden redovisade i texten.

	Halt i recipient	Jämförvärde (se text)
Klorid (µg/l)	790	80 000
Cyanid (µg/l)	0,002	50
Fenol (µg/l)	0,02	20

### Bräddning

De flesta substanser finns i liknande koncentrationer i det orenade vattnet i lakvattendammen som i utgående, med typiskt dubbla koncentrationen eller möjligen en faktor 3-4 högre för enstaka substanser. Med tanke på de goda marginaler som föreligger för alla substanser skulle detta inte innebära några problem för recipienten, i synnerhet inte under kort tid. Det enda undantaget är ammoniumkväve, som i genomsnitt finns i ca 3 000 ggr högre koncentration i lakvattendammen (105 mg/l) jämfört med renat avlopp. I recipienten med en utspädning på 2 400 gånger skulle halten bli ca 40 µg/l, alltså fortfarande under de 2 mg/l som skulle kunna ge toxiska effekter enligt ovan. Akuttoxiska effekter av ammoniumkväve har påvisats vid nivåer mellan 0,6 och 2,4 mg/l för laxfiskar och mellan 0,8 och 2,5 mg/l för andra fiskar (WHO, 1986). Effekter som har påvisats över denna halt är försämrade äggkläckningsfrekvens, minskad tillväxt, försenad utveckling, samt vävnadsförändringar i gälar, lever och njure (WHO, 1986). När det gäller ryggradslösa djur, växtplankton och kärlväxter som lever i limniska vattenmiljöer så är det få undersökningar gjorda. Reproduktion och försämrade tillväxt hos kräftdjur (*Daphnia magna*) har påvisats i halter från 1,6 mg/l (WHO, 1986). Det förefaller dock som att fisk är den känsligaste organismgruppen.

### Sammanfattning, bedömning

Miljöproblemen i Galten och nedströms är främst kopplade till övergödning. Övergödningen i Galten och resten av Mälaren är beroende av fosfor, men däremot inte kväve. Norska-deponins utsläpp av fosfor är små relativt övriga källor (inklusive bakgrundsbelastning). Sammantaget finns inga mätbara effekter av utsläpp i recipienten. Det finns inget som talar för att en ökad belastning inom ramen för ovanstående beräkningar, eller kortvarig bräddning i lakvattendammen, skulle ge negativa konsekvenser för recipienten. Inte heller utsläpp av ammoniumkväve bedöms vid bräddning ge akuttoxiska effekter, men skulle teoretiskt kunna bli mätbart i recipienten.



## Bilaga 4 Resultat från membranbehandlingen

Tabell 4.1. Metallhalter i obehandlat lakvatten och permeat från membranbehandlingen.

Ämne	Enhet	Obehandlat lakvatten	VRF 1 Permeat	VRF 2 Permeat	VRF 5 Permeat	VRF 10 Permeat
pH		7,5	8	8,1	7,9	7,5
Ca	mg/l	154	2,35	4,7	12	27,7
Fe	mg/l	0,0318	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
K	mg/l	27,4	0,506	1,27	3,51	7,85
Mg	mg/l	20	0,341	0,666	1,65	3,79
Na	mg/l	108	3,17	6,18	15,2	32,2
Al	µg/l	<50	<50	<50	<50	<50
As	µg/l	3,29	<1	<1	<1	<1
Ba	µg/l	28	<1	<1	2,22	4,87
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Co	µg/l	0,412	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Cr	µg/l	3,13	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
Cu	µg/l	33,6	<1	1,51	3,68	9,13
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Mn	µg/l	27,3	<0,9	<0,9	0,972	2,97
Ni	µg/l	17	<0,6	<0,6	1,18	3,58
Pb	µg/l	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
Zn	µg/l	116	<4	5,48	8,49	18,9

Tabell 4.2. Metallhalter i obehandlat lakvatten och koncentrat från membranbehandlingen.

Ämne	Enhet	Obehandlat lakvatten	VRF 1 Koncentrat	VRF 2 Koncentrat	VRF 5 Koncentrat	VRF 10 Koncentrat
pH		7,5	7,9	7,6	7,7	7,3
Ca	mg/l	154	148	263	557	1430
Fe	mg/l	0,0318	0,0274	0,0443	0,063	0,136
K	mg/l	27,4	26,3	47,3	96	245
Mg	mg/l	20	19,1	34,3	73,5	189
Na	mg/l	108	104	186	388	975
Al	µg/l	<50	<50	<50	54,1	139
As	µg/l	3,29	2,87	5,14	7,64	19,2
Ba	µg/l	28	28	52	113	299
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	0,0815	0,159	0,365
Co	µg/l	0,412	<0,2	0,334	0,872	2,82
Cr	µg/l	3,13	2,99	5,42	10,7	26,7
Cu	µg/l	33,6	52,4	89,8	176	436
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,0316
Mn	µg/l	27,3	18	35,6	67	184
Ni	µg/l	17	17,7	34,8	68,3	161
Pb	µg/l	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
Zn	µg/l	116	117	224	455	875

## Bilaga 5. LCA - Inventeringsförfarande

### Reningsprocesserna - Kärnprocesserna

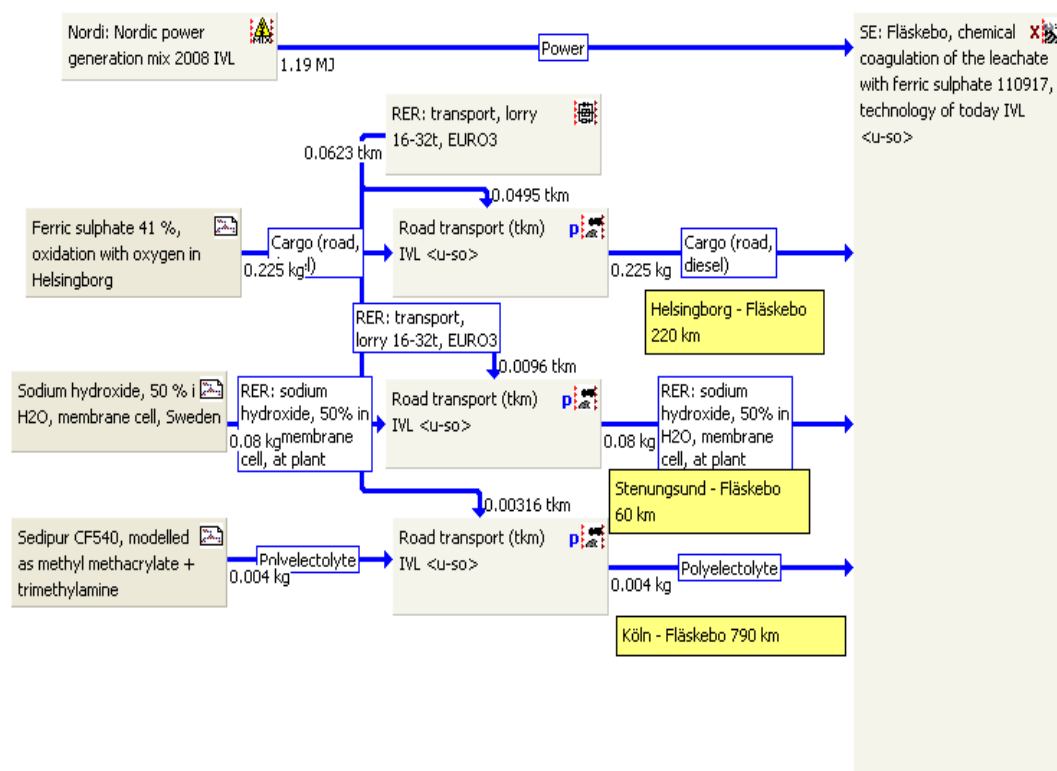
De existerande reningsprocesserna och de i laboratorie- eller pilotskala studerade varianterna av dessa har beskrivits i avsnitt 4.2 Systembeskrivningar. Systembeskrivningarnas data för reningsprocesserna har lagts in som moduler i GaBi 4.4. Varje reningsprocess har sammanfattats i en modul. Ingående kemikalie- och energiflöden har kopplats till moduler som beskriver miljöpåverkan för att tillhandahålla dessa nyttigheter. Där slamhantering förekommer har utgående slamflöde kopplats till moduler som modellerar miljöpåverkan av att behandla slammet. I det följande ges flödesscheman och kortfattade beskrivningar av modellerna för reningsystemen.

### Fläskebo

Figurerna 4a – 4c visar flödesscheman från GaBi-modellerna med de tillförda mängderna kemikalier och energi för de tre behandlingsvarianterna. Transportavstånden för kemikalier har beräknats från de antagna tillverkningsorterna.

#### Treatment of landfill leachate at Fläskebo, chemical coagulation with ferric sulphate today (2011)

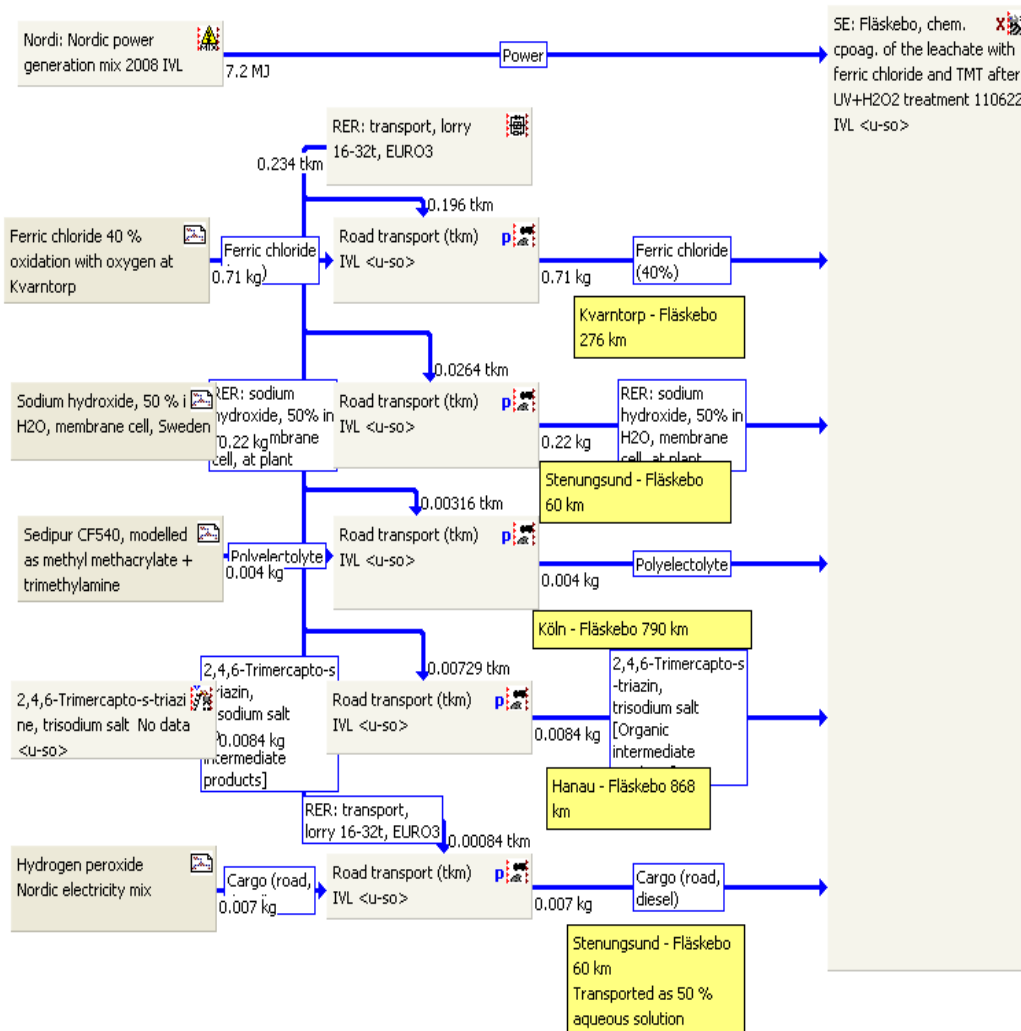
GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur 4a. Den existerande kemfällningen av lakvatten på Fläskebo deponin. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

### Treatment of landfill leachate at Fläskebo, UV + H2O2 + chemical coagulation with FeCl3 and TMT 15

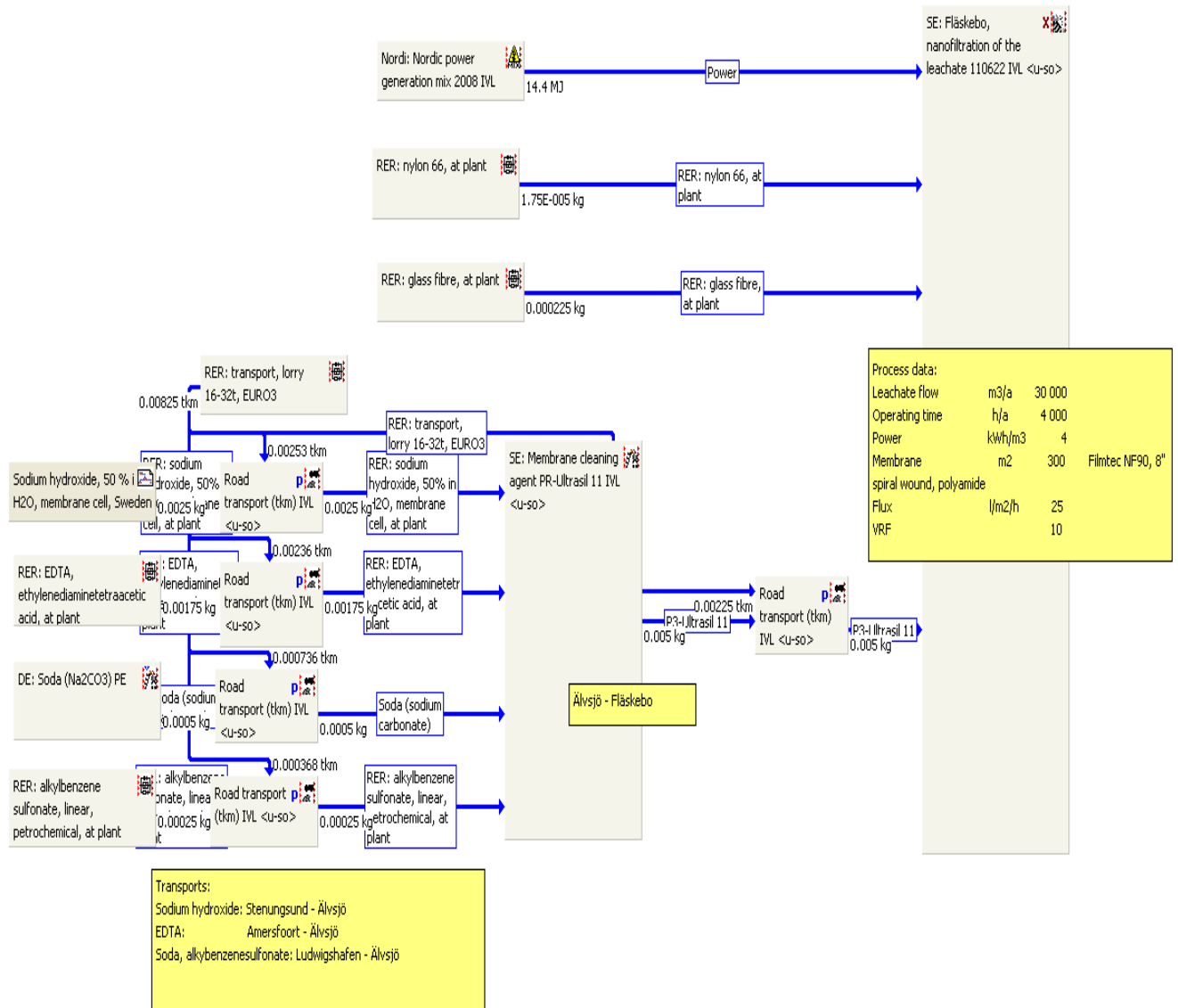
GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur 4b. En tänkt alternativ kemfällning med efterföljande väteperoxid- och UV-behandling av lakvatten på Fläskebodeponin. Data bygger på resultat från laboratorieförsök. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

### Treatment of landfill leachate at Fläskebo, nanofiltration

GaBi 4 process plan/Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



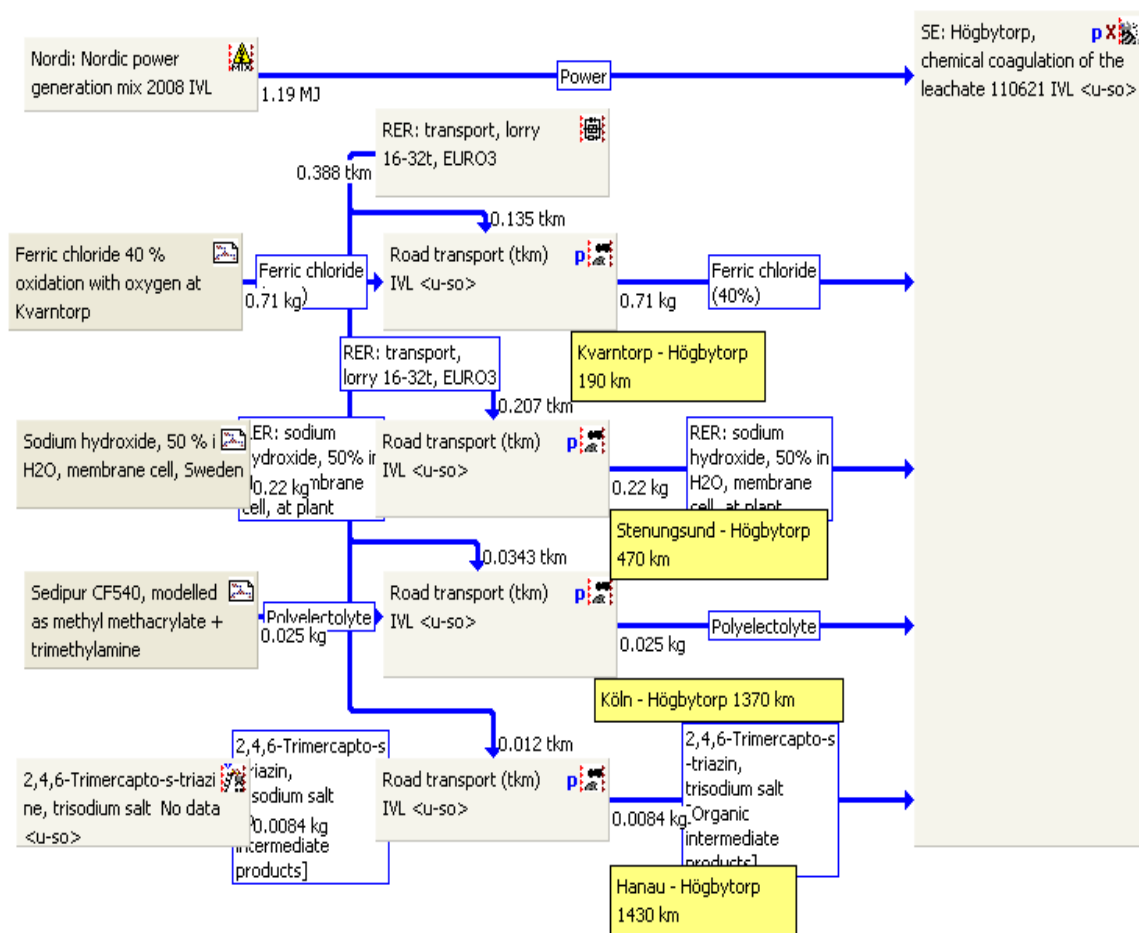
Figur 4c. En tänkt nanofiltrering av lakvatten på Fläskebodeponin. Data bygger på resultat från laborieförsök. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

## Högbytorp

Figurerna 5a och 5b visar flödesscheman från GaBi-modellerna för Högbytorpfallen med de tillförda mängderna kemikalier och energi. Transportavstånden för kemikalier har beräknats från de antagna tillverkningsorterna.

### Treatment of landfill leachate at Högbytorp, chemical coagulation

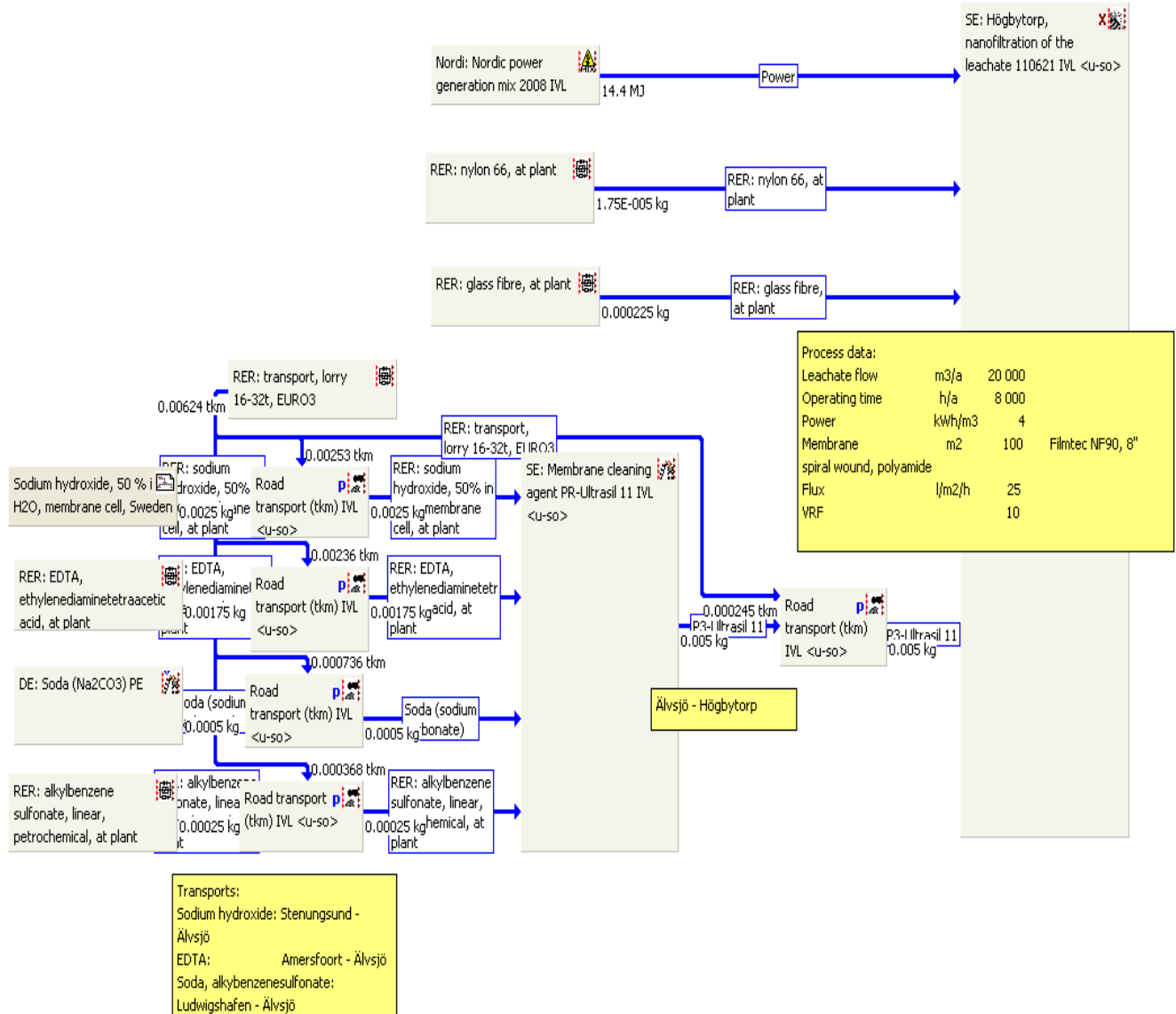
GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur 5a. En tänkt kemfällning av lakvatten på Högbytorpdeponin. Data bygger på resultat från laborieförsök. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

### Treatment of landfill leachate at Högbytorp, nanofiltration

GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur 5b. En tänkt nanofiltrering av lakvatten på Högbytorpdeponin. Data bygger på resultat från laboratorieförsök. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

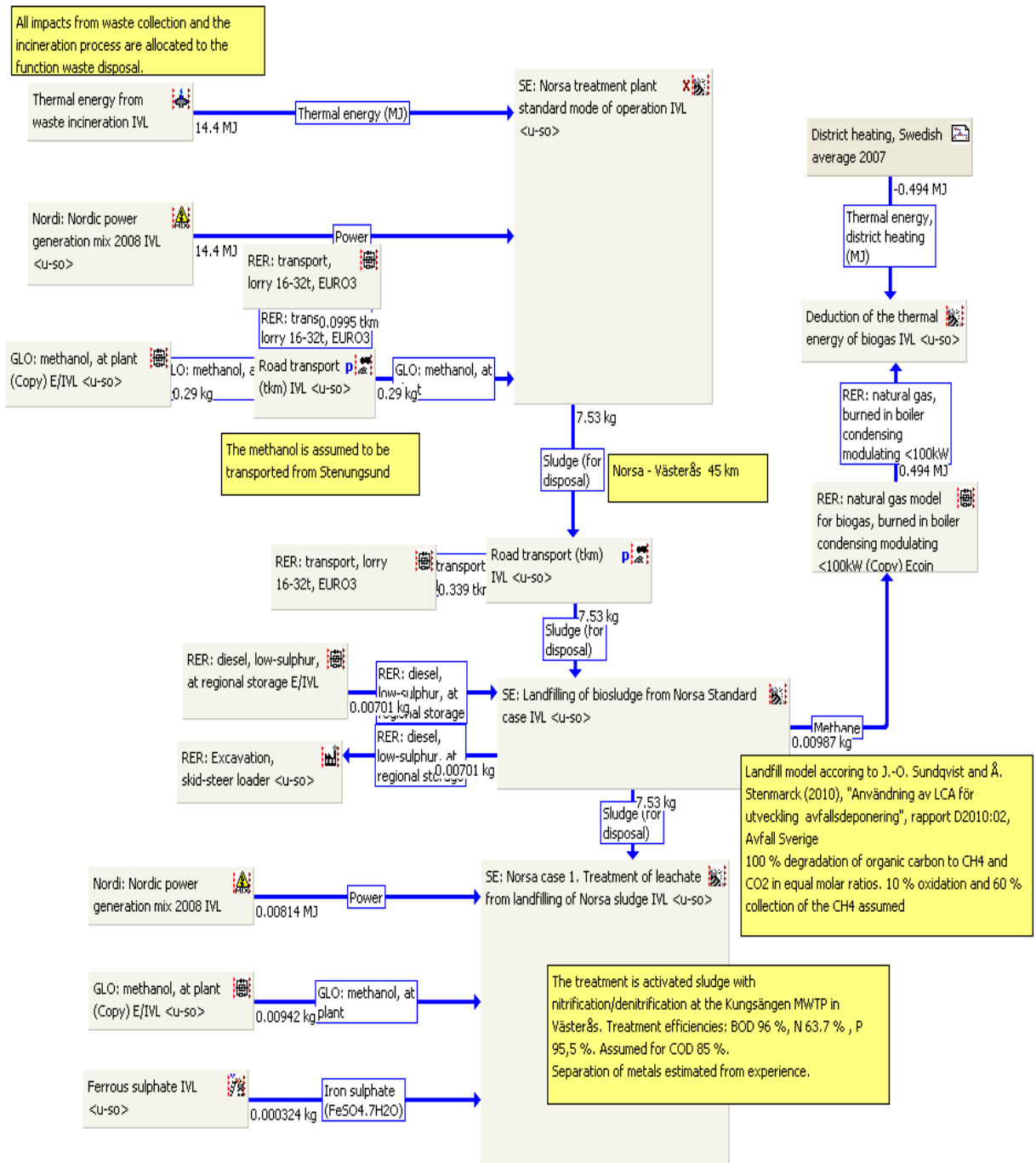
## Norsa

Figurerna 6a – 6c visar flödesscheman från GaBi-modellerna för Norsafallen med de tillförda mängderna kemikalier och energi. Transportavstånden för kemikalier har beräknats från de antagna tillverkningsorterna.

### Treatment of landfill leachate at Norsa. Standard case.

GaBi 4 process plan/Reference quantities

The names of the basic processes are shown.



Figur 6a. Den existerande lakvattenbehandlingen på Norsadeponin. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

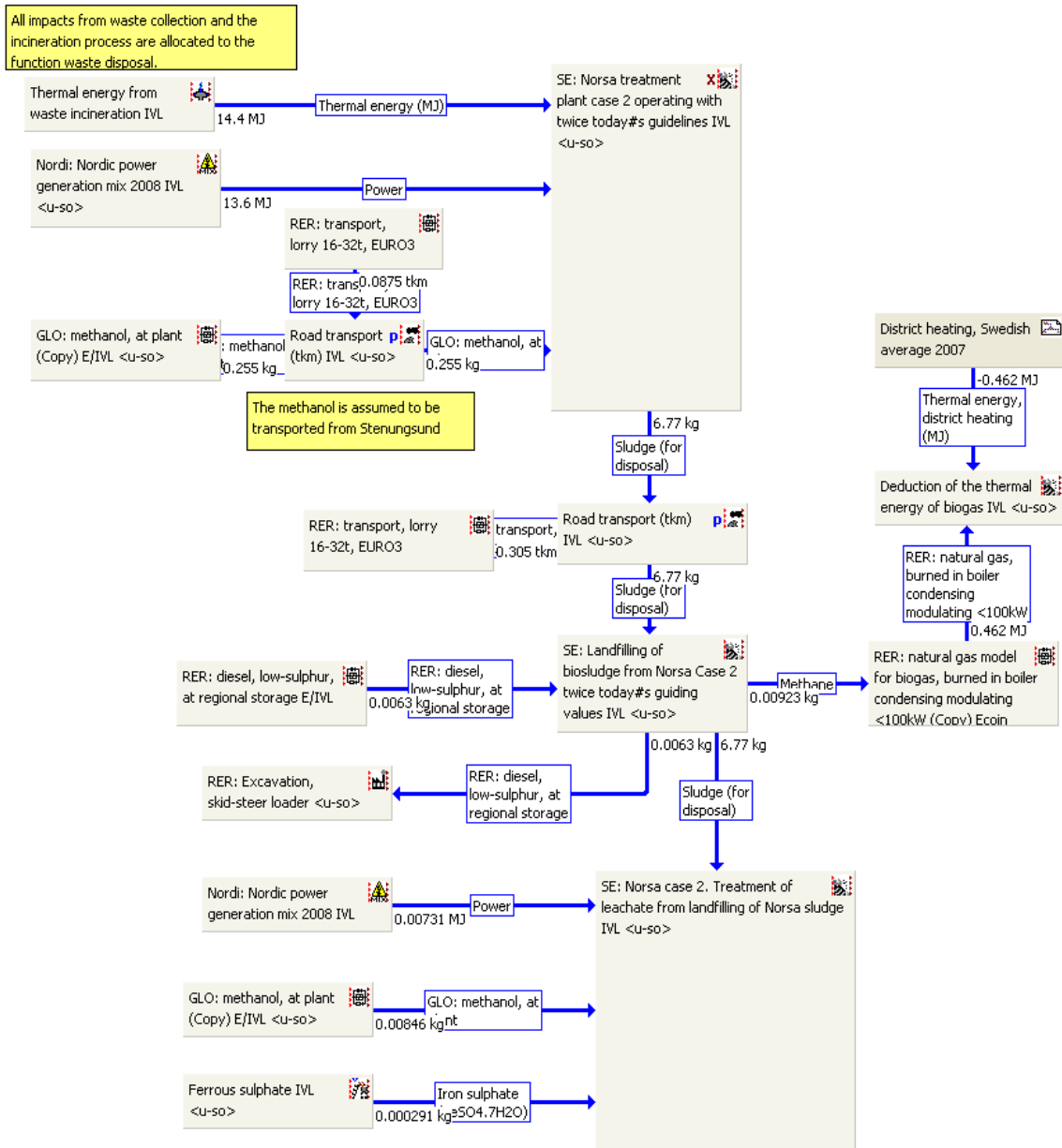
Koldioxidbildning från den biologiska oxidationen av metanol anses bidra till klimatpåverkan, eftersom metanolen har fossilt ursprung. Koldioxidemissionen har beräknats genom att anta fullständig oxidation av metanolen. Därmed inkluderas också koldioxidemission från slamdeponeringen.

Slammet från Norsas bioreaktor deponeras i Västerås. I inventeringen antas att allt organiskt kol i slammet omvandlas till lika volymer koldioxid och metan inom överskådlig tid (100 år). Vi förutsätter vidare att 10 % av metanet oxideras i ytskiktet av deponin, samt att 60 % av resterande mängd kan samlas upp och användas för värmeproduktion, som ersätter fjärrvärme. Resterande 36 % av metanet avgår som emission till luft och bidrar till klimatpåverkan. Den bildade koldioxiden anses däremot inte bidra till klimatpåverkan, eftersom avräkning för koldioxid från metanol gjorts i modulen för Norsas bioreaktor.



### Treatment of landfill leachate at Norsa. Case 2. Twice today's guidelines

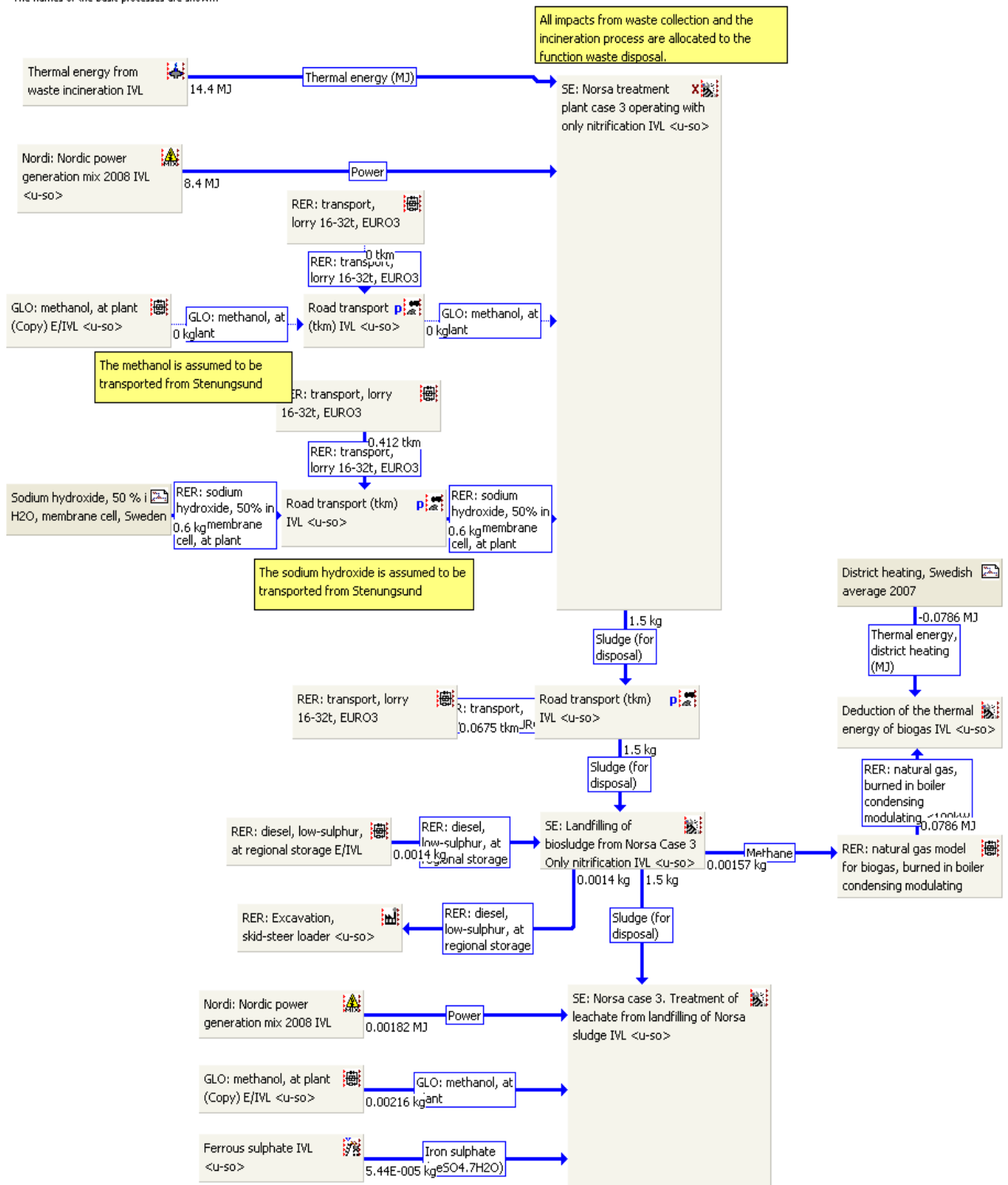
GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur 6b. Beräknade data för en tänkt lakvattenbehandling på Norsadeponin, där man tillåter en fördubbling av dagens gränsvärden. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

### Treatment of landfill leachate at Norsa. Case 3. Only nitrification

GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur 6c. Beräknade data för en tänkt lakvattenbehandling på Norsadeponin, där den biologiska behandlingen endast nitrifierar. Ingen metanol behövs. I stället behövs natronlut. Alla data per 1 m<sup>3</sup> tillfört lakvatten.

## Bakgrundsprocesser

### o Elförsörjning

Vi har ansett det mest relevant att anta, att reningsverken som ett genomsnitt använder Nordisk medel. Detsamma gäller för kemikalier, som framställs i Sverige. Vi har alltså inte tillämpat ett marginaltänkande.

Data för produktionssammansättningen av nordisk el år 2008 har hämtats från ENTSOE-E (2008).

**Tabell 28** återger sammansättningen.

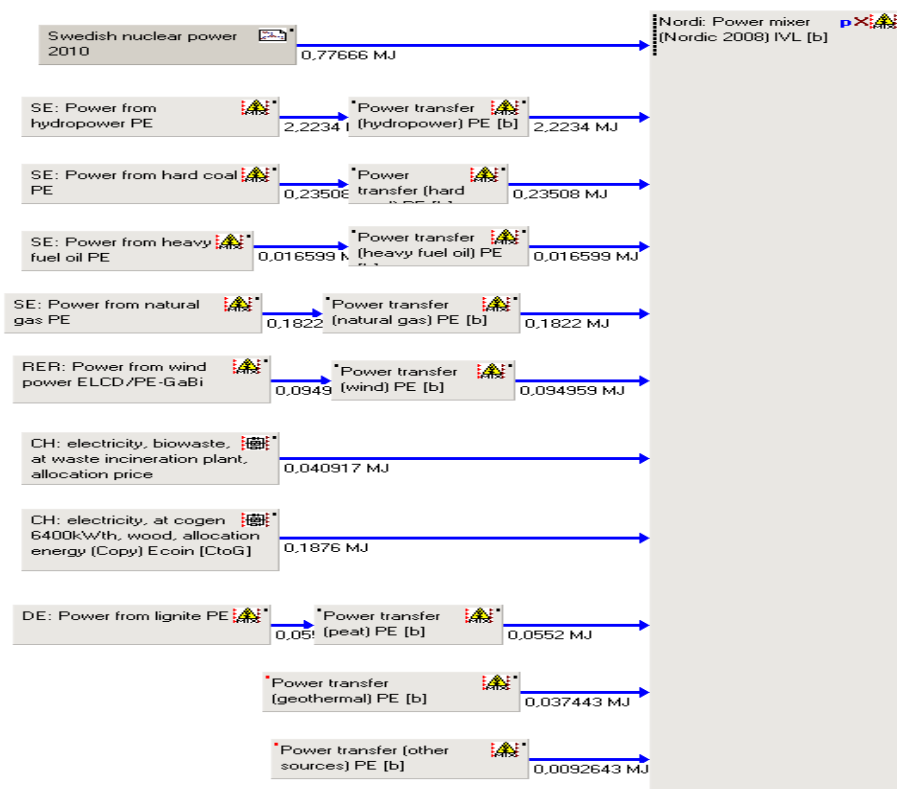
**Tabell 28.** Produktionssammansättning för Nordisk genomsnittsel år 2008.

Kraftslag	Andel , %
Kol	6,09
Olja	0,43
Naturgas	4,72
Torv	1,43
Kärnkraft	20,12
Vattenkraft	57,6
Vindkraft	2,46
Biobränslen	4,88
Avfallsförbränning	1,06
Geotermisk kraft	0,97
Andra kraftkällor	0,24
Nätförluster	6,72 % av genererad el

Figur 7 visar inventeringen av elförsörjningen som GaBi-modell.

#### Nordic power generation mix 2008

GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



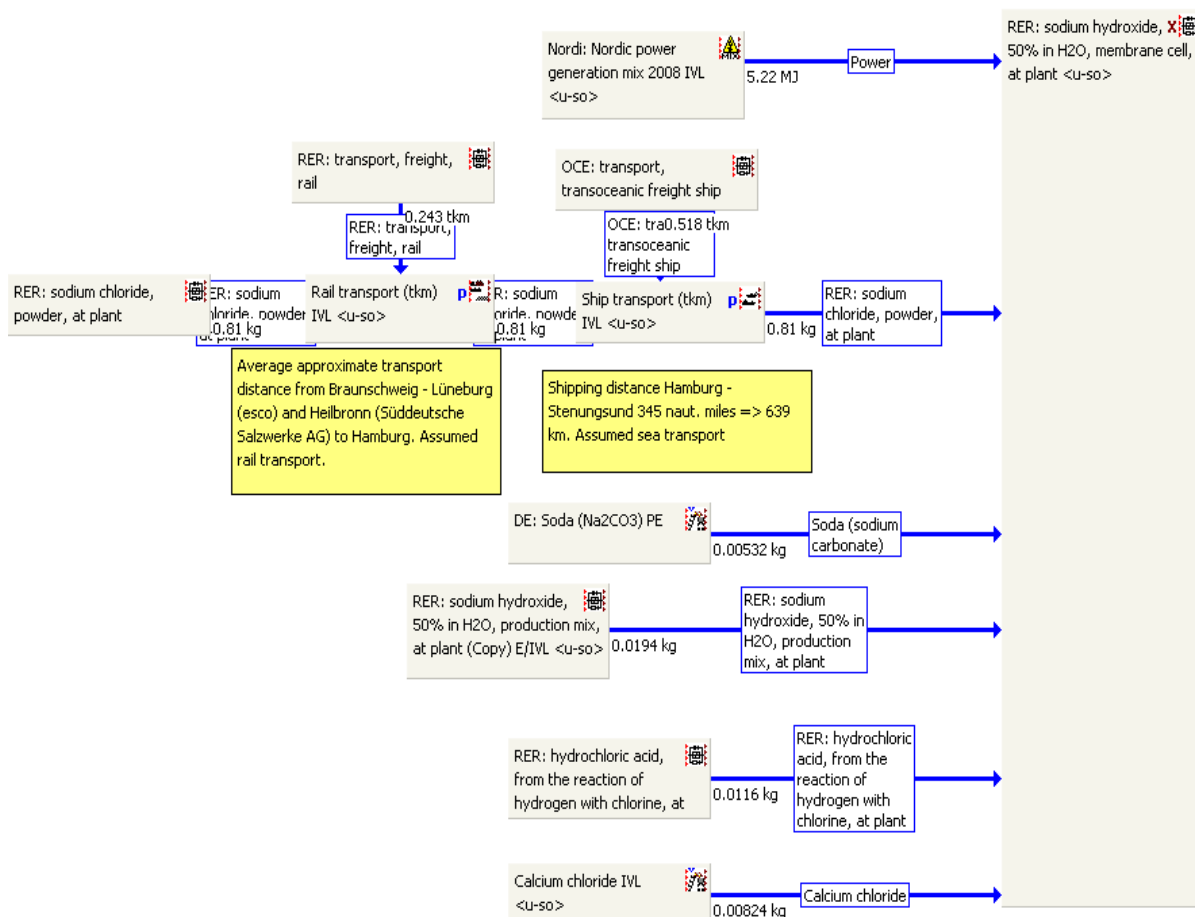
Figur 7: Modell av produktion av nordisk genomsnittsel år 2008. Inlöden per kWh levererad el. Data för de enskilda kraftslagen kommer från GaBi:s professionella databas och från databasen EcoInvent (ref. EcoInvent). Torvkraft har approximerats med kraft från brunskol

#### o Natriumhydroxid

Vi har antagit att natriumhydroxiden tillverkas i Stenungsund via kloralkalielektrolys enligt membranförfarande. Grundläggande inventeringsdata har hämtats från EcoInvent. De beskriver framställning av 50 %-ig natronlut från stensalt via beredning och rening av saltlösning och elektrolys till natronlut, klorgas och vätgas. Miljöbelastningen från processen har fördelats på produkterna med viktsallokering. Stensalt antar vi importeras från Tyskland. Elförsörjningen till processen är nordisk genomsnittsel. Figur 8 visar GaBi-modellen av processen.

Sodium hydroxide, 50 % i H<sub>2</sub>O, membrane cell, Sweden

GaBi 4 process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur 8: GaBi-modell av framställning av natronlut. Data per kg NaOH(s).

### o Metanol

Metanolen antages vara framställd via ångcrackning av naturgas till syntesgas och metanolsyntes därifrån. Metanolen är alltså av fossilt ursprung. Vi har räknat transportavstånd från Stenungsund men använt generella data från Ecoinvent för att beskriva framställningen.

### o Järn(III)klorid (PIX111)

Inventeringen av järn(III)klorid är framställning av PIX111 (Kemira Kemwater) och bygger på data från Kemira. PIX111 framställs från järnmalm och saltsyra och oxidation med syrgas. Saltsyran förutsätts vara framställd via kloralkalielektrolys med membranmetoden i Sverige.

### o Purfect 312

Fällningsmedlet Purfect 312 är 41 %-ig järn(III)sulfatlösning. Det levereras av Archemi i Råå. Inga uppgifter har erhållits från leverantören. Vi antar att järn(III)sulfatlösningen framställs genom

oxidation av järn(II)sulfat med syre och tillsats av svavelsyra. Förbrukningen av dessa ämnen har beräknats från reaktionsstökiometrin. Övriga data för framställningen har hämtats från framställningen av PIX111. För svavelsyraframställning har data från Kemiras livscykelinventeringar använts.

#### ○ **Järn(II)sulfat**

Järn(II)sulfat kan erhållas som en biprodukt med ringa värde från framställning av titandioxid. Vi har antagit att miljöbelastningen från titandioxidprocessen helt allokteras till denna produkt. Järnsulfatet belastas endast med miljöeffekten av transporten till platsen där den skall användas. Vi antar att järn(II)sulfat kommer från Kemiras fabrik i Björneborg i Finland.

#### ○ **Väteperoxid**

Väteperoxiden antages framställd i Stenungsund (eller Bohus). Genomsnittsdata för Europa (Ecoinvent) har använts för att beskriva tillverkningen. Dock har miljöeffekten från genereringen av den använda kvantiteten europeisk el dragits av och ersatts med nordisk medel.

#### ○ **Sedipur CF540**

Sedipur CF540 är ett flockningsmedel från BASF Tensid Chemie. Det består av trimetylammoniummetakrylat. Inga specifika data för framställningen har kunnat inhämtas. Vi har modellerat framställningen som en stökiometrisk blandning av trimetylamin och metylmetakrylat. För dessa ämnen finns data som beskriver framställningen (Ecoinvent för trimetylamin och GaBi för metylmetakrylat).

#### ○ **TMT 15**

TMT 15 är en fällningskemikalie som marknadsförs av Evonik Degussa GmbH. Kemiskt är det en 15 %-ig vattenlösning av trinatriumsaltet av 2,4,6-trimercapto-s-triazin. Inga data om dess framställning har kunnat inhämtas.

#### ○ **Membranmaterial**

De använda membranen, Filmtec NF90 8", är spirallindade polyamidmembran på glasfiberbärare. De har en teknisk livslängd på 2 år. Framställningen av polyamidmembranen modelleras med europeiska genomsnittsdata för nylon 66 (Ecoinvent). För glasfiberframställning finns uppskattningar byggda på data från den europeiska glasindustrin (Ecoinvent).

#### ○ **Fjärrvärme**

För fjärrvärme finns en modell av genomsnittlig svensk fjärrvärmeproduktion framtagen på IVL (M. Erlandsson). Den bygger på statistik från Svensk Fjärrvärme och beskriver fjärrvärmeproduktion som en blandning av värmegenerering från alla de olika bränslen som används för fjärrvärmeproduktion.

#### ○ **Transporter**

De flesta transporter är vägtransporter. För dessa har vi genomgående använt genomsnittsdata för en lastbil på 16 – 32 ton av miljöklass euro 3 (Ecoinvent). Modulen beräknar miljöeffekterna per tkm transportarbete för att tillhandahålla dieselloja och köra fordonet.

#### ○ **Övrigt**

Övriga bakgrundsdata som inte beskrivs här eller i figurerna har hämtats från databasen Ecoinvent. De är i allmänhet genomsnittsdata för Europa.