



Swedish University of
Agricultural Sciences



Tekniska
förvaltningen
ÖREBRO

Gaspotentialen i en deponi, idag och i en framtid



Karin Thedéen

Handledare: Monica Östman

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap

Examensarbete nr 154
2007

Examensarbetet är utfört i samarbete med Örebro kommun
Handledare: Karin Karlsson och Michael Kempf

Sammanfattning

Avfall som deponeras börjar efter en kort tid att brytas ned och metangas bildas om miljön är syrefri. Metangasen som bildas har stark påverkan på växthuseffekten, 23 ggr större effekt än koldioxid. Det är därför önskvärt att minska emissionerna av metangas från deponier. Detta kan göras genom att dränera deponin på den producerade gasen.

I detta arbete har den mängd metangas som produceras i Atleverkets deponi beräknats. Beräkningar har även utförts över den mängd metangas som kan antas produceras i deponin i framtiden. Undersökningen har utförts m.h.a. en modell från FN:s klimatorgan Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Gasuttaget fram till år 2007 var ungefär 30-40 volym-% av producerad metan. Enligt beräkningar kommer den gasmängd som utvinns idag bara vara möjlig att utvinna fram till år 2008, efter det överskrids effektiviteten på gasutvinningssystemet i deponin. Metangasproduktionen i Atleverkets deponin har troligen redan nått sin kulmen och kommer därmed att sjunka framöver. Idag utvinns ungefär 15 000 MWh från Örebros deponin per år. Ett möjligt framtida gasuttag om 20 år antas vara mellan 1-4 GWh. Den metangas som inte utvinns utan istället ger emissioner till atmosfären antas vara mellan 50-60 volym-% av producerad metan. Utvinningen av metangas kan vara lönsam runt 30-50 år till.

En avstegsansökan handläggs för närvarande av Miljödomstolen. Om Miljödomstolen beslutar att den geologiska barriären under Atleverket är otillräcklig måste deponin avslutas och sluttäckas. En sluttäckning medför svårigheter att underhålla utvinningssystemet för deponigasen vilket medför att effektiviteten på gasutvinningen antagligen kommer att sjunka till 20 volym-% efter ett tiotal år. Vid sluttäckning kommer emissionerna av metangas troligen att minska då ett mer gynnsamt klimat för nedbrytning av metan till koldioxid skapas vid deponins yta.

Nyckelord: deponier, emissioner, gaspotential, gasutvinning, metangas

Abstract

Deposited waste material degrades within a short period in anaerobic environments. The methane gas that is formed provides a harmful contribute to the greenhouse effect, 23 times larger impact than carbon dioxide. It is therefore desirable to minimize the emissions of methane gas from landfills. This may be achieved by drain the landfill of gas.

In this thesis the amount of produced methane gas at the landfill at Örebro has been calculated. Estimations have also been made of the amount of methane gas that might be produced in the landfill in the future. The investigation was performed with a model from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

The fraction of extracted gas until year 2007 has been about 30-40 volume-percent of produced methane gas. The amount of gas extracted at present may only be possible to obtain until the year of 2008. After that, the efficiency of the gas extraction system is exceeded. The production of methane gas in the landfill of Örebro has probably already reached the point of culmination and will thereby decrease within the years to come. At present, about 15 000 MWh is extracted every year at the landfill in Örebro. A potential gas extraction in 20 years is assumed to be about 1-4 GWh. The methane gas that emit to the atmosphere is assumed to be about 50-60 volume-percent of the produced methane. The extraction of methane gas may be profitable about 30-50 years further.

A judgment whether a geological barrier exists under the landfill of Atleverket is under process at the Court of Environment. If the court decides that the geological barrier is insufficient the landfill has to be closed and covered with an impermeable top layer. A final top layer decreases the possibility to maintain an efficient gas extraction system; therefore the efficiency of the system may decrease to 20 volume-percent within some decades. The methane gas emissions will probably decrease with a final top layer since a more favourable climate methane oxidation will be created at the surface of the landfill.

Keywords: emissions, gas extraction, gas potential, landfill, methane gas

1 INLEDNING	1
2 BAKGRUND	1
2.1 HISTORISK OCH NUTIDA DEPONERING	1
2.2 DEPONIERS UTFORMNING	2
2.3 AEROB NEDBRYTNING AV ORGANISKT AVFALL	3
2.4 ANAEROB NEDBRYTNING AV ORGANISKT AVFALL	4
2.5 METANOXIDATION	4
2.6 METANGASENS PÅVERKAN PÅ VÄXTHUSEFFEKTEN	5
2.7 MÄTNINGSMETODER FÖR METANGAS	5
2.8 DEPONIGAS	6
3 BESKRIVNING AV DEN STUDERADE DEPONIN	7
3.1 ATLEVERKETS VERKSAMHET	7
3.2 AVFALLSSLAG MED ORGANISKT MATERIAL DEPONERADE PÅ ATLEVERKET	8
3.3 DEPONIGASUTVINNING VID ATLEVERKET	9
3.4 FAKTORER SOM KAN PÅVERKA GASBILDNINGEN	10
3.4.1 Externa faktorer	10
3.4.2 Vattentillgång i Atleverkets deponi	10
4 MODELL ÖVER METANGASPRODUKTIONEN.....	12
4.1 IPCC:S METANGASMODELL.....	12
4.2 ANPASSAD MODELL FÖR ATLEVERKET.....	14
4.2.1 Halveringstid.....	14
4.2.2 MCF, DOC _F och metanhalt	14
4.2.3 DOC	14
4.2.4 Metanoxidation	15
4.2.5 Fördröjningsparameter	15
4.3 GASUTTAG FRÅN ATLEVERKETS DEPONI.....	15
4.4 FRAMTIDSSCENARIER FÖR ATLEVERKET.....	16
5 RESULTAT OCH DISKUSSION.....	16
5.1 METANGASPRODUKTIONEN FRAM TILL ÅR 2007	17
5.1.1 Halveringstidens påverkan på gasbildningen	17
5.2 FRAMTIDA METANGASPRODUKTION	18
5.2.1 Framtida gasuttag	18
5.2.2 DOC och framtida avfallsmängder.....	18
5.2.3 Halveringstider.....	19
5.2.4 Gasuttagseffektiviteter	20
5.2.5 Avslutning och sluttäckning.....	21
5.2.6 Sammanfattning av resultaten	22
5.3 VALIDITET AV MODELLEN	24
5.4 JÄMFÖRELSE AV ATLEVERKETS DEPONI MED ANDRA DEPONIER	25
6 SLUTSATS	27
TILLKÄNNAGIVANDE.....	28
REFERENSER.....	29
SKRIFTLIGT MATERIAL	29
ELEKTRONISKA DOKUMENT	31
MUNTliga KÄLLOR	31
BILAGOR	
BILAGA 1. BERÄKNINGAR FÖR VATTENBALANSEN	
BILAGA 2. DEPONERADE MÄNGDER AV OLIKA AVFALLSSLAG PÅ ATLEVERKET, 1979-2007	
BILAGA 3. BERÄKNINGAR FÖR GASUTTAGET	

1 Inledning

Ett av de mest aktuella ämnena i debatten i Sverige idag är de klimatförändringar som sker över hela världen. Smältande isar och fler orkaner tros bero på en höjning av den globala temperaturen och diskussioner förs kring hur vi kan hejda temperaturhöjningen. En minskning av de växthusgaser som stiger upp till atmosfären kan vara ett tillvägagångssätt. En av utsläppskällorna till den kraftiga växthusgasen metan är deponier. För att förhindra att metan emitterar till atmosfären har striktare regler för deponiers utformning fastställts.

En annan fråga som är i fokus är hur vi ska klara av energiförsörjningen i Sverige. Regeringen vill hitta alternativ till de fossila bränslen som används i stor utsträckning idag. De alternativa bränslena bör vara miljövänliga och ingå i ett kretslopp. Deponering i sig bidrar inte till ett kretslopp men den energi som produceras från både tidigare och nutida deponerat avfall bör tas omhand för att främja ett hållbart samhälle. Uttag av gas utförs på de flesta större deponier i Sverige.

På grund av en förändrad syn på avfallshanteringen har förbud mot deponering av organiskt avfall införts. Målet är att återanvända så mycket material och energi som möjligt och den sista utvägen är att deponera avfallet. De deponeringsförbud som utarbetats orsakar en förändring i de avfallsslag som kommer att deponeras i framtiden. Mindre metangas antas produceras under de nya förhållandena, men forskningsunderlaget kring detta är litet.

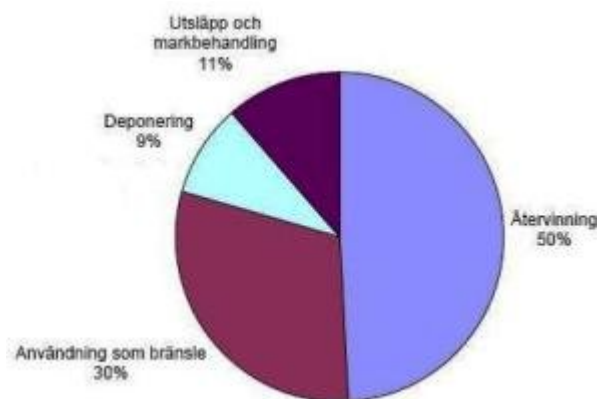
Syftet med arbetet är att ta reda på hur mycket metangas som produceras i Örebro kommuns aktiva deponi idag och hur mycket som kan antas produceras i framtiden. Ett delsyfte är att ta reda på hur länge det är ekonomiskt lönsamt att utvinna gas från Atleverkets deponi. Den potentiella gasproduktionen har beräknats med en modell från FN:s klimatpanel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

2 Bakgrund

2.1 Historisk och nutida deponering

Att deponera, ”lägga något i förvar” (NE, 1990), har människan gjort ända sedan stenåldern. Även återvinning av använt material sträcker sig långt tillbaka i tiden. Redan på 500-talet f.Kr. hade grekerna stadsplaner för gatuhållning, dricksvattenförsörjning, hantering av spillvatten och sopor (Hogland, 1996).

Innan industrialiseringens början alstrades mest organiskt avfall som kunde tas omhand lokalt. Under 30-talet bestod en stor del av det deponerade materialet av askor och jordmaterial och på 60-talet deponerades mycket papper, glas och trädgårdsavfall innan det började utsorteras för återvinning. Mängden plast i avfallet hade sin kulmen under mitten av 70-talet men har sedan kunnat minskas tack vare användandet av tunnare plaster i förpackningar och plastfilmer (Hogland, 1996). I dagens samhälle ligger fokus på att återvinna avfallet och att deponering bara ska tas till om avfallet inte går att energiutvinna eller återanvändas. Idag beräknas mer än 95 % av



Figur 1. Behandlingssätt för avfall i Sverige (Naturvårdsverket, 2006a.)

hushållsavfallet återvinnas som energi, material eller näring (Avfall Sverige, 2006). Återvinningen från allt icke-farligt avfall (exklusive gruvavfall) uppgick år 2006 till 50 % (Figur 1). Deponerat avfall uppgick år 2005 till 9 % av allt behandlat icke-farligt avfall. Målet är att sänka den andelen ytterligare.

Den största andelen av det totala avfallet består av gruvavfall, under år 2004 alstrades 118 miljoner ton icke-farligt avfall där gruvavfallet bidrog med hälften (Naturvårdsverket, 2006a). Gruvavfallet består mest av gråberg och anrikningssand. Nästan allt gråbergsavfall och all anrikningssand från gruvindustrin deponeras på deponier i närheten av respektive gruva. En mindre del används för att återfylla gruvorna med (Naturvårdsverket, wwvA). Totala mängder av det deponerade avfall år 2005 kan utläsas i Figur 2. Den största deponerade avfallsmängden år 2005 är övrigt fast avfall, vilket till stor del består av gruvavfall. De två andra största bidragen till deponin är avfall från förbränning/energiutvinning och sorteringsrester. Förbränningsrester är ett relativt inert material medan sorteringsrester kan brytas ned och bidra till en produktion av deponigas. År 2005 deponerades fortfarande stora mängder hushållsavfall, mängd deponerat hushållsavfall förväntas att sjunka framöver.

År 1999 fanns det i Sverige 243 deponianläggningar som mottog mer än 50 ton avfall. De flesta deponier etablerades under 1970-talet. Efter år 1995 har endast ett fåtal deponier tillkommit (RVF, 2001). Deponeringen har förändrats mycket till följd av nya deponeringsdirektiv (Förordningen (2001:512) om deponering av avfall). Bland annat så får varken utsorterat brännbart avfall eller organiskt avfall deponeras (Miljödepartementet, 2001). Mängden deponerat avfall har minskat drastiskt från år 1994 fram till år 2005 i och med den ökade utsorteringen av avfall (Figur 3).

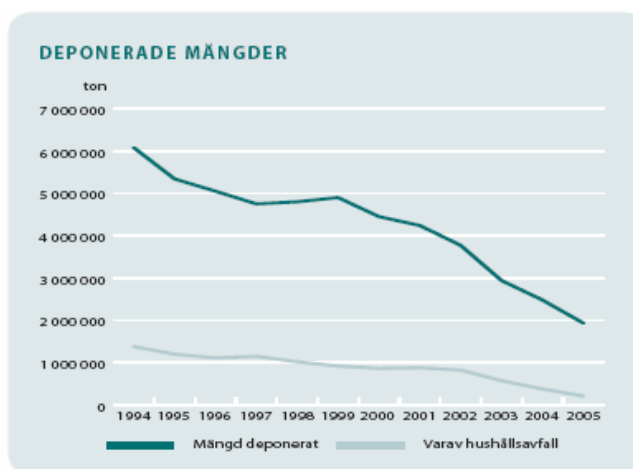
2.2 Deponiers utformning

En deponi utformas på olika sätt beroende hur platsen för deponin ser ut. Ett utformnings sätt är att använda sig av en befintlig fördjupning i marken och fylla igen den med avfall. I Sverige deponerar vi det mesta avfallet direkt på en plan markyta. Avfall till deponier brukar delas in i olika celler beroende på vilken typ av avfall det är. Det kan t.ex. vara material med organiskt innehåll, ej brännbart bygg- och rivningsavfall, asbesthaltigt avfall, aska och slagg från förbränning. Det deponerade avfallet jämnas ut och komprimeras med en kompaktor för att få mindre volym. Under nedbrytningen inne i deponin minskar avfallsmaterialet i volym, vilket kallas att deponin ”sätter sig”. Sättningar kan störa gasuttaget och medföra att täckning och andra avslutningsåtgärder skadas. Kompakteringen utförs även för att minska

DEPONERADE MÄNGDER 2005 (TON)

Hushållsavfall (inkl trädgårdsavfall)	210 110
Avfall från förbränning/energiutvinning	390 070
Sorteringsrest	353 250
Förorenade massor	245 330
Slam från kommunala reningsverk	57 520
Övrigt slam	88 270
Övrigt fast avfall	591 060
Summa deponerat avfall	1 935 610

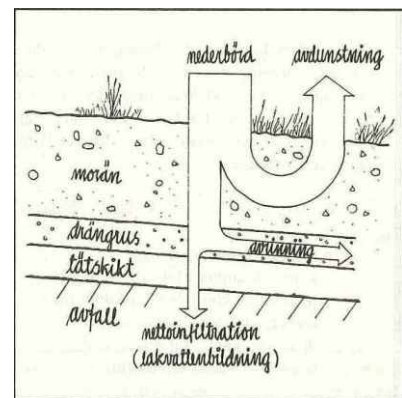
Figur 2. Deponerade avfallsmängder år 2005 i Sverige (Avfall Sverige, 2006)



Figur 3. Deponerade avfallsmängder 1994-2005 i Sverige (Avfall Sverige, 2006)

sättningsproblemen. På vissa anläggningar maler man avfallet före deponering för att ytterligare minimera brand- och sättningsrisken. Regnvatten som infiltrerar deponin tar med sig metaller och andra föroreningsämnen ned genom deponin. Därför läggs ett dräneringsskikt under deponin som kan samla upp lakvattnet. Det förorenade vattnet kan antingen tas omhand på plats eller skickas till ett externt reningsverk. Föroreningarna i vattnet utgörs av tre kategorier: växtnärsämnena, oorganiska ämnen som salter och metaller samt organiska miljöstörande ämnen. Den största effekten idag har växtnärsämnena som ökar tillväxten i vattenområden och kan orsaka syrebrist och ammoniakbildning (Avfall Sverige, wwvB).

Enligt Miljödepartementets förordning (2001:512) om deponering av avfall måste en geologisk barriär finnas under deponin för att skydda mark och vatten från ej uppsamlat och renat lakvatten. Transporttiden för lakvattnet ska för icke-farligt avfall vara 50 år. Lakvatten får inte läcka ut med mer än 50 liter per kvadratmeter och år. Om deponin inte uppfyller de krav som finns i förordningen (2001:512) ska den avslutas och sluttäckas. Sluttäckningens genomsläpplighetskrav är samma som för nyanlagda deponier, se ovan. Syftet med sluttäckning är att skydda avfallet mot nedbrytning och därmed bibehålla avfallets egenskaper. En täckning av avfallet med jord eller andra inerta massor avser att minska den mängd vatten som perkolerar ned i avfallet. Detta görs för att begränsa förorenings-spridningen. Sluttäckningen består vanligen av tätskikt direkt ovanför avfallet med väldigt låg permeabilitet (genomsläpplighet för vatten). Ovanför tätskiktet ligger vanligen ett tjockt skyddsskikt som syftar till att gynna växtlighet och skydda tätskiktet från yttre faktorer som frost- och vindskador. Det vatten som tar sig igenom det relativt permeabla skyddsskiktet förs bort via ett dräneringsskikt, se Figur 4 (Lundgren, 1995). Vid befintliga deponier med organiskt avfall bör man vänta med slutlig täckning tills huvuddelen av den bildade gasen tagits omhand och sättningsarna minskat (Avfall Sverige, wwvB).



Figur 4. Vattenbalans i en sluttäckning i en deponi, (Lundgren, 1995)

2.3 Aerob nedbrytning av organiskt avfall

Organiskt avfall som deponeras börjar omedelbart brytas ned. Det första som händer är att avfallet hydrolyseras. Under den första fasen vid deponeringen bryts lättnedbrytbart avfall, t.ex. stärkelse, proteiner, fett och cellulosa, ned. Denna fas benämns aerob fas eftersom syre fungerar som elektronacceptor för mikroorganismerna, dvs. syre tar upp de elektroner som alstras vid mikroorganismernas spjälkning av materialet. I den aeroba processen genereras mycket energi och en stor del av överskottsenergin avges som värme. Då värmeökningen blir större än vad som kan ventileras bort kan temperaturen öka upp till 60-70°C på en månad. Under den aeroba fasen bryts avfallets polymerer ned till mindre enheter genom enzymer som spjälkar bindningarna i polymerkedjan. Enzymerna katalyserar spjälkningen av polymerkedjorna utan att själva förbrukas. Det som avgör den aeroba fasens längd är istället syretillgången. Syret tas dels från avfallets porer och kanaler och dels från diffundering från omgivningen. Förbehandlingen av avfallet har stor betydelse för syretillgången. Finfördelning av avfallet ökar koncentrationen av syre och kompaktering av avfallet minskar den. Under den aeroba fasen produceras framförallt koldioxid, vatten och värme. Den aeroba fasen pågår endast från några timmar upp till en vecka.

2.4 Anaerob nedbrytning av organiskt avfall

När tillgången på syre är slut börjar den anaeroba nedbrytningen med olika fermentationsprocesser. Fermentation är en slags nedbrytning där elektronacceptorn istället för syre utgörs av organiska nitratföreningar. Materialet som krävs för omvandlingen är socker och aminosyror. Dessa fermenteras till bl.a. flyktiga fettsyror och alkoholer. Fermentationsprocessen av de flyktiga fettsyrorna och alkoholerna fortsätter genom antingen acetogena eller sulfatreducerande bakterier. De sulfatreducerande bakterierna får ut mer energi jämfört med de metanbildande mikroorganismerna som använder koldioxid som elektronacceptor (Figur 5). Detta medför att om sulfat finns i avfallet så kommer sulfatreducerarna dominera över metanogenerna och ingen metan kommer att produceras. Metanogenerna är obligat anaeroba och dör därmed i miljöer med syre.

Mycket energi

Syre
Nitrat
Org. föreningar
Sulfat
↓
Koldioxid

Lite energi

Figur 5. Energiutvinning med olika elektronacceptorer (Persson, 1996)

Under de metanbildande faserna råder stabila förhållanden och metankoncentrationen ligger runt 50-60 volym-%. Den höga metankoncentrationen beror på att metanogenerna främst verkar inom pH-intervallet 6-8 med ett optimum på 7-7,5. Mot slutet av den metanproducerande fasen ökar andelen kristallin cellulosa och lignin. Dessa ämnen är svårnedbrytbara vilket gör att nedbrytningen går långsammare och mindre metangas bildas.

De olika omvandlingsfaserna pågår samtidigt i olika delar av deponin beroende på hur mikromiljön ser ut. Den kortaste fasen är den aeroba fasen, medan de andra två faserna kan pågå från några månader till flera år. En hög fuktighet, helst 60 % eller högre, gynnar metanbildningen. Hydrolysen är vattenkrävande och dessutom hindras syretransport från atmosfären om vattenhalten i deponin är hög. De viktigaste effekterna av hög vattenhalt är dock att substrat, näringsämnen och buffrande material blir mer lätttrörliga i deponin samt att toxiska ämnen späds ut. Vattnet lagras lätt i avfallsmaterial som wellpapp, tidningspapper och trä. Papper kan t.ex. absorbera mer än 250 % av sin egen vikt. Absorptionskapaciteten skiljer sig dock åt beroende på om avfallet har förbehandlats innan deponering. Vatten kan också lagras i hålrum som bildas i avfallet och dess porer.

2.5 Metanoxidation

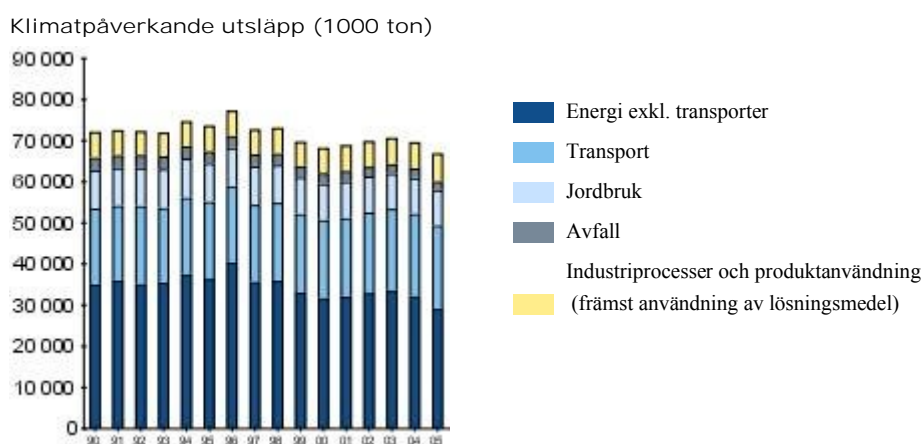
Vid metanoxidering bryts metangasen ner till koldioxid av olika grupper av metanotrofa bakterier. Alla bakterierna är obligat aeroba och kräver därmed syre. För att metanoxidationen vid deponins yta ska fungera tillfredsställande kan det vara en fördel om täckskiktet är utformat som en naturlig skogsmark med stor andel silikat, organiskt material och ett buffrande material, t.ex. kalciumkarbonat. Avloppsslam kan därför fungera som en av beståndsdelarna i täckskiktet (Eklund, 2007-04-27). Metanbrytarna är känsliga för olika miljöfaktorer, de viktigaste faktorerna är fuktighetsnivå, pH, buffertkapacitet, porositet och temperatur. De olika typerna av metanotrofer är anpassningsbara efter den temperatur som råder (Amundsen et al, 2006). Börjesson et al (1999) har dock visat på stora skillnader mellan årstiderna med högst oxidation på sommaren och obetydlig oxidation på vintern.

Enligt mätningar från några deponier i Sverige varierar metanoxidationen mycket mellan anläggningarna. Ett medelvärde på metanoxidationen som använts som praxis vid modellberäkningar är 10 % av den metangas som diffunderar upp från deponin (IPCC, 2006).

2.6 Metangasens påverkan på växthuseffekten

De två gaser som ger störst påverkan på växthuseffekten är vattenånga och koldioxid då de är de volymmässigt största gaserna. Metangas finns i mycket mindre kvantiteter men gasen har så stor negativ påverkan att den hamnar på tredje plats (Baird, 1995). Metangasens bidrag till växthuseffekten är 23 ggr större än koldioxidens i ett 100-års perspektiv. Metangasemissioner till atmosfären i Sverige kommer huvudsakligen från jordbruk och deponier. År 2005 bestod metangasemissionerna för 8 % av de totala växthusgaserna i Sverige (Naturvårdsverket, 2006b). Sveriges deponier står för ca 3 % av Sveriges utsläpp av växthusgaser räknat som koldioxidekvivalenter (Naturvårdsverket, 2001).

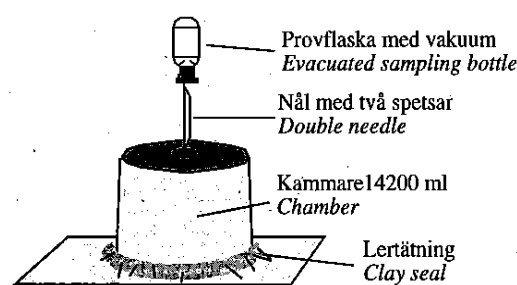
Sedan år 1990 har utsläppen av metan minskat med ungefär 7 % p.g.a. ändrade förhållanden i avfallssektorn. Figur 6 ger en översikt över hur stora emissionerna är från olika samhällssektorer. Den största påverkan kommer från energisektorn. Den består bl.a. av el- och fjärrvärme- produktion, raffinaderier, uppvärmning av bostäder och lokaler, utsläpp från förbränning inom industrin m.fl.



Figur 6. Metangasemissioner från olika samhällssektorer i Sverige (Naturvårdsverket. www.C.)

2.7 Mätningmetoder för metangas

Det finns olika tekniker för att mäta metangasläckaget från en deponi. Ett sätt är att bestämma flödet av metangasen med en statisk kammare (Figur 7). Den statiska kammaren består av en plastbehållare som sluts tätt kring ett litet markområde. En spruta sticks in i kammarens tak och suger ut gas till en provbehållare inom vissa tidsintervaller, vanligtvis fyra ampuller inom 3-4 minuter (RVF, 2004). Denna teknik är relativt säker men täcker bara ett litet område vilket gör det svårt att applicera den för hela deponin.



Figur 7. Schematisk bild över en statisk kammare för mätning av metangas (Lagerkvist, 1997)

En annan teknik är att använda spårgas, så kallad TCT-metod (Time Correlation Tracer), där spårgasens flöde är känt. Spårgasen släpps på olika punktkällor fördelade över deponin och blandar sig med metangasen. Luften fångas sedan upp nedströms och metangasens och spårgasens halter mäts. Kvoten av de båda gasernas koncentration ger då metanflödet i kg/h. Detta ger även en bild av hur flödet rör sig i atmosfären. För att metoden ska fungera krävs

det ett stort öppet område. Mätningar som utförts vid avfallsanläggningar i Sverige har haft ett avstånd på över 1 km från deponin (RVF, 2004).

2.8 Deponigas

Gasen som bildas i en deponi tillhör kategorin biogaser. Definitionen av biogas är enligt Avfall Sverige "Gas som bildas vid syrefri nedbrytning av biologiskt material, huvudsakligen bestående av metan och koldioxid" (Avfall Sverige, wwwD). Biogas kan antingen vara naturlig eller artificiellt producerad. Deponigas tillhör den artificiella klassen då deponin genererats av människor. En stor skillnad mellan deponigas och biogas från t.ex. skogsbruk är att deponigasen bildas från ett väldigt heterogent material. Metangasen är den del av deponigasen som både innehåller mest energi och ger störst negativ påverkan på växthuseffekten. Förutom metan och koldioxid består deponigas av syrgas, kvävgas, ett stort antal organiska spårämnen och olika svavelföreningar, främst svavelväte och merkaptaner. Det är merkaptanerna och svavelvätena som ger deponigasen dess karakteristiska lukt (RVF, 1996). Gasen kan även innehålla olika slags klor- och fluorföreningar (RVF, 1996).

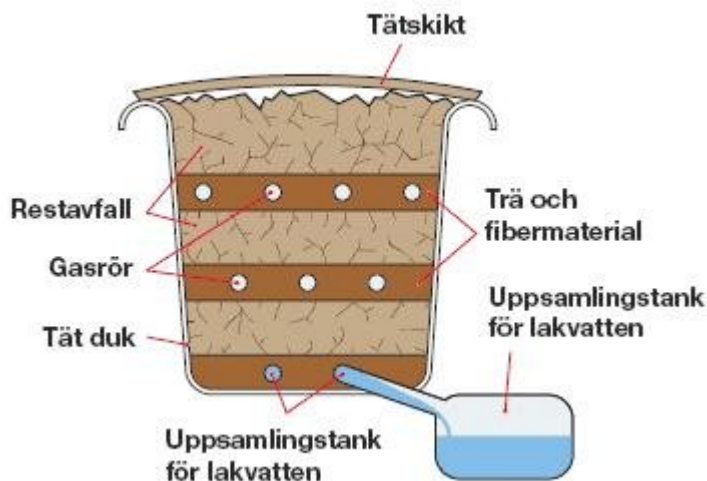
Deponigasens innehåll av energirik metan gör den användbar som energikälla. År 2000 utvanns deponigas från totalt 76 deponier i Sverige. Vid sju av dessa anläggningar hade tillförseln av avfall upphört. Totalt utvanns 440 GWh under år 2000 varav ca 25 GWh gick till elproduktion och resten användes som värmeenergi. Utöver detta facklades ca 34 GWh bort (RVF, 2001). En GWh kan jämföras med ca 100 m³ olja vilket räcker till att värma upp ungefär 37 villor under ett år (JTI, wwwE).

Uppsamling av deponigasen sker genom borrhade eller grävda vertikala brunnar där gasen suges ut genom undertryck. Detta gäller mestadels för de avslutade delarna av en deponi där syftet från början inte varit att ta ut gas. De nyare delarna har däremot ofta anlagts med horisontella dräner, perforerade rör, i samband med deponering av avfallet. Undertrycket skapas från kompressorer eller fläktar (RVF, 1996). Det är viktigt att inte suga ut gasen för hårt för då kan det undertryck som bildas medföra att luft suges in och att aeroba zoner bildas med minskad metangasbildning som följd.

Gasbrunnarna brukar tas ur drift efter några år, dels på grund av ledningsbrott och vattenlås orsakade av sättningar i upplaget, och dels på grund av för låga metangashalter i den utsugna gasen. Antalet brunnar i drift år 1996 var i medeltal en fjärdedel av de anlagda (RVF, 1996). Enligt Jan-Erik Meijer, miljö- och forskningschef på Nordvästra Skånes Renhållnings AB, är produktionstiden för en uttagsbrunn ca fem år, efter det har merparten av brunnarna slutat fungera (2007-04-04).

Ur en ekonomisk synpunkt är det lönsamt att få ett mer koncentrerat gasuttag. En koncentrerad gasproduktion är även viktig då metangasen är svår att förbränna om metangashalten understiger 17 % (Marques, 1996). Ett sätt att påskynda den biologiska nedbrytningen och därmed öka metangasproduktionen är att minska mängden lättnedbrytbart organiskt material då dessa kan ge en hög halt av organiska syror som sänker deponins pH och inhiberar metanogena bakterier. En anaerob förbehandling kan minska det lättnedbrytbara organiska materialet vilket ökar metangasbildningen. Även en recirkulation av lakvatten under täcklagret kan nå det syftet (Marques, 1996). Ett alternativ är att mala avfallet vilket ger fler reaktionsytor vilket i sin tur gör att metangasproduktionen går snabbare. Ett kompakt material ökar även andelen anaerob nedbrytning (Ek, 2007-05-10). En förbehandling av avfallet kan minska tiden för behandlingsfasen efter att deponin anses vara avslutad.

Ett sätt att få ut det mesta av deponigasen är att utnyttja en s.k. biocell. En biocell är en avgränsad uppslagsdel med lättnedbrytbart organiskt avfall där gasutvinningssystemet byggs in allteftersom biocellen byggs ut (Figur 8). Den fungerar ungefär som en röt-kammare där nedbrytningsprocesserna är mer kontrollerbar. Cellen täcks med täta material för att förhindra läckage av metangas till atmosfären. Gasbildningen börjar redan efter några veckor, jämfört med några månader för en vanlig deponi (RVF, 1996). Sedan deponiförbudet infördes år 2005 har det blivit svårare att få tillåtelse till att bygga bioceller. Miljööverdomstolen (MÖD) har i vissa fall dömt till förbud då de ansett detta ej vara ett återvinningsförfarande (Avfall Sverige, wwwG).



Figur 8. En biocells uppbyggnad (Telge Återvinning, wwwH)

Driften av biocellen ger problem då det bl.a. är svårt att få en bra avrinning för lakvattnet. Detta medför att vatten dels hindrar uttaget av gas och dels följer med metangasen och stör gasuttagssystemet. Försök pågår på Telge Återvinning med att anlägga ett kondensfilter för att fånga upp och leda bort vattnet i gasen. Ett annat problem är vid avslutandet av biocellen. För att biocellen inte ska ses som deponering ska avfallet i biocellen grävas ut inom tre år. Då avfallet troligen inte hunnit brytas ned fullständigt inom den perioden finns det risk för att det halvrotade materialet orsakar en oangenäm lukt vid utgrävningen. Enligt Driftschefen Kjell Lager på Telge Återvinning borde biocellen få ligga minst tio år för att allt ska hinna brytas ned (2007-09-13).

3 Beskrivning av den studerade deponin

Studien utfördes på den deponi i Örebro kommun som är aktiv idag, Atleverkets deponi. Atleverket är beläget 7 km söder om Örebro (Figur 9). Verksamheten vid Atleverket började år 1978 och deponin utgör idag 22 hektar och har en volym av $2,3 \cdot 10^6$ m³ (WSP, 2006).

3.1 Atleverkets verksamhet

Atleverket tar emot hushållsavfall, industri-, bygg- och rivningsavfall samt slam från avloppsverk, dag- och spillvattenbrunnar och oljeavskiljare, för avfallsmängder se Bilaga 2. En mindre del av det mottagna avfallet deponeras, t.ex. byggavfall som ej kan material- eller energiåtervinnas och restavfall från Atleverkets egen sorteringsanläggning. Det



Figur 9. Atleverkets läge i förhållande till Örebro (Tekniska förvaltningen, wwwI)

deponerade avfallet jämnas ut och komprimeras med en kompaktor till så kallade pallar. En pall är ett avgränsat område inom den aktiva deponiytan (Tekniska förvaltningen Örebro, 2006). Deponerat avfall täcks i första hand med behandlade jordar, i mån av tillgång används siktresten från komposten vilket har en bra metanoxiderande effekt. I sista hand används schaktmassor från byggen (Karlsson, 2007-09-13).

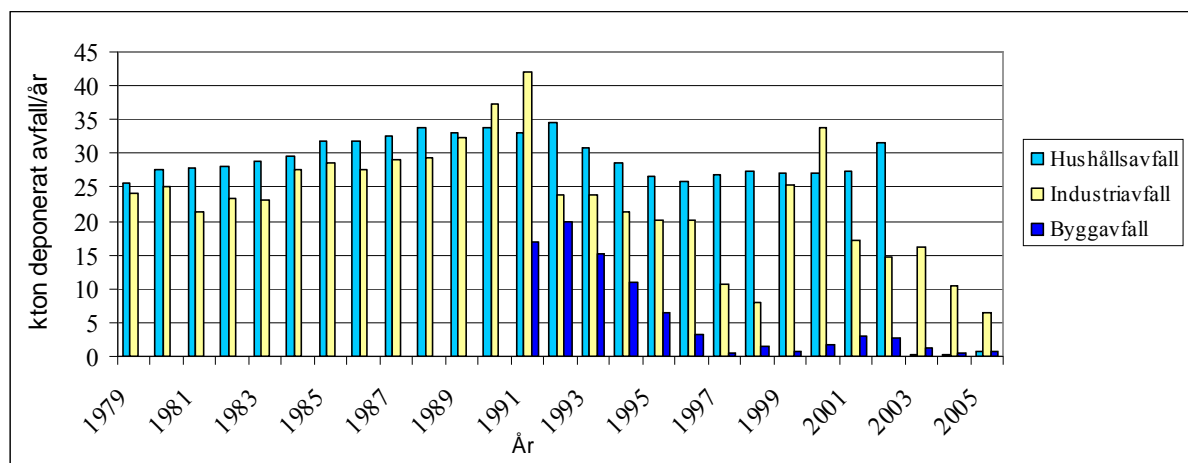
Den största miljöpåverkan till atmosfären från Atleverkets deponi beräknas komma från metan och CFC (klorfluorkol-föreningar, freoner). CFC-haltigt avfall deponeras inte längre men kan finnas kvar i avfall från tidigare år. Även koldioxid avgår från deponin, men då den mestadels kommer från nedbrytning av produkter från växt- och djurriket ingår den redan i det biologiska kretsloppet och påverkar inte växthuseffekten. Däremot bildas det koldioxid vid nedbrytning av plastpåsar gjorda av olja som inte tillhör det naturliga kretsloppet utan verkar som en växthusgas (Tekniska förvaltningen Örebro, 2002).

3.2 Avfallsslag med organiskt material deponerade på Atleverket

I Bilaga 2 redovisas mängderna av de olika deponerade avfallsslagen på Atleverket från år 1979 fram till år 2007. Ett av de avfallsslag som påverkar bildningen av deponigas mest är hushållsavfall som fram till år 2003 innehöll stor andel organiskt material, se avsnitt 2.1. Införandet av deponeringsförbud av organiskt material har inneburit en kraftig minskning av total mängd deponerat organiskt material (Figur 10).

Mängd deponerat industriavfall har varierat med åren, likaså dess sammansättning. Avfallet består till stor del av ej återvinningsbart wellpapp, trä, livsmedelsrester och gummirester. Under 1999-2002 deponerades stora mängder restavfall från pappersbruket Fiskeby, med stor andel organiskt material (Pettersson, 2007-05-08). Under de åren bestod ungefär hälften av det industriella avfallet av brännbart material, medan den andelen har minskat till ungefär 20 % i senare års avfall (Kempi, 2007-05-10). I kategorin industriavfall ingår även rivningsavfall vilket innehåller järnsulfat från betongavfall. Järnsulfat tillsätts till betong för att binda krom så att det inte orsakar kromallergi hos byggnadsarbetarna (Sveriges Byggindustrier, www.J). Sulfat kan hämma metangasbildningen då de sulfatreducerande mikroorganismerna förbrukar samma substrat som metanogenerna (RVF 2006).

Innan år 1991 ingick byggavfall i benämningen industriavfall vilket förklarar varför byggavfall inte redovisas i Figur 10 förrän år 1991. Byggavfallets sammansättning påverkades mycket av införandet av materialåtervinning i början av 90-talet. Under tidigare år slängdes



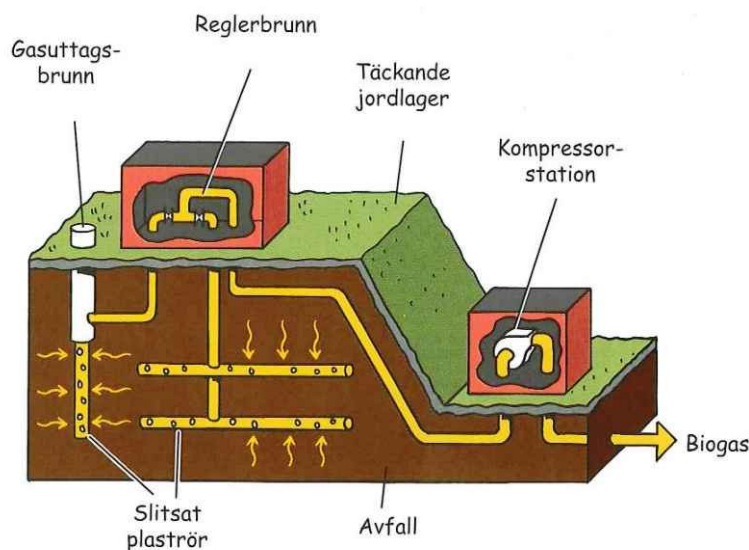
Figur 10. Deponerade avfallsmängder av hushålls-, industri- och byggavfall på Atleverkets deponi från år 1979 fram till år 2005

allt avfall från byggnadsarbete ner i en container och avfallet bestod då av en stor andel brännbart material. I och med införandet av källsortering på byggplatserna har andelen deponerat brännbart material minskat (Andersson, 2007-05-09).

Blandat avfall från privatpersoner och företag sorteras på Atleverket, delas upp i olika avfallslag m.h.a. plockmaskiner och skickas sedan till återvinning respektive förbränning. Det avfall som anses oklassbart eller som inte går in i förbränningsugnen deponeras, dock med högst 10 % brännbart material. Den största andelen av deponerat rötslammet kommer från det kommunala reningsverket i Örebro. De enda nydeponerade slammängderna tillhör ett sluttäckningsförsök som anlades år 2006 (650 ton). Fram till mitten av 90-talet maldes viss andel av avfallet innan det deponerades (Pettersson, 2007-05-08). Fler reaktionsytor ger en högre nedbrytningshastighet vilket gör att metangasproduktionen antagligen gick snabbare då.

3.3 Deponigasutvinning vid Atleverket

Från Atleverkets deponi började deponigas tas ut år 1992 i och med att 29 brunnar borrades. Några av brunnarna togs snart ur drift p.g.a. vattenlås och andra driftsproblem varpå man borrade nya brunnar både år 1994 och år 1997. År 1997 började man också att lägga ut horisontella dräner i takt med utbyggnaden av den nya delen av deponin. Dräner fortsatte att läggas ut med fortsatt deponering och under hösten 2006 var det dags att borra 20 nya brunnar på den delen av deponin som var avslutad. Risken är stor att många av dränerna borrades sönder vid borrhandet av de nya brunnarna då man inte hade exakt kunskap om var dränerna låg. Därför har dränerna inte tagits med i det nya utvinningssystemet av deponigas. De nya brunnarna har ett snittdjup på 15 meter. En ny reglerstation, dit 60 gasbrunnar är inkopplade, installerades år 2007. Ett litet antal av de gamla brunnarna kommer att fortsätta att gå till en gammal reglerstation (Carlsson, 2007-05-23). Totalt finns det mellan 70-75 brunnar i drift idag. Förhoppningsvis kommer placeringen av reglerstationen vid kanten av deponin istället för på toppen av deponin medföra en minskad risk för vattenlås i rören då ett dräneringssystem, belägen innan deponigasen förs in i stationen, är installerat för att föra bort det vatten som följer med gasen.



Figur 11. Utvinningssystem för deponigas (Tekniska förvaltningen Örebro, 2000)

Gasen utvinns genom perforerade rör där gasen sugts till en reglerstation (Figur 11). Därifrån passerar gasen en kompressorstation och en avvattningsbrunn innan den går ut i distributionsledningen. Gasen provtas och mäts regelbundet på Atleverket vid gasstationerna på deponin, bl.a. kontrolleras metanhalt och gasflödet för varje brunn. Halten av metan skiljer sig mellan de olika gasbrunnarna. Vid kontrollstationen, innan gasen skickas ut i ledningsnätet, mäts det totala gasflödet och metanhalten. Den totala metanhalten varierar över dygnet, därför måste ett medelvärde för den gas som

skickas iväg antas vid gasberäkningar. Den genomsnittliga metanhalten ligger mellan 45-50 volym-%. Idag finns en överproduktion av gasen jämfört med mottagarnas behov.

3.4 Faktorer som kan påverka gasbildningen

Det finns ett flertal faktorer som påverkar gasbildningen i deponin, såsom vad för slags avfall det är som deponeras. Fysikaliska faktorer, som vatten och temperatur, påverkar även gasbildningen. Temperaturen påverkar t.ex. mikroorganismernas aktivitet och vattnet har stor betydelse för hydrolysen.

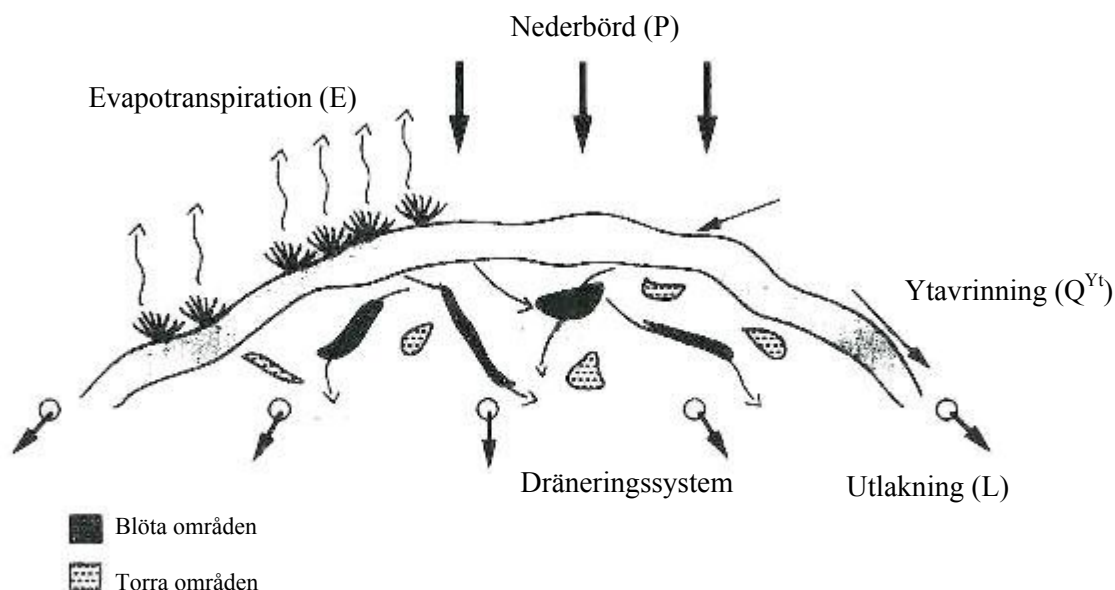
3.4.1 Externa faktorer

En följd av deponeringsförbuden kan bli att framtida avfallsslag kommer att bestå av bl.a. askor som är olämpliga för bygge och gips och liknande oorganiska material. Problemet med askor i deponin är att de kan ge ett högre pH än vad de metanproducerande mikroorganismerna klarar av. En stor andel gips i deponin kan även minska metangasbildningen (Ek, 2007-05-10). Den mindre andelen deponerat lättnedbrytbart organiskt material kommer antagligen leda till att gasproduktionen minskar. En mindre andel organiskt material i deponin kommer även att påverka deponins tillstånd, om det organiska materialet inte förbrukar mer syre än den mängd syre som diffunderar in i deponin kommer deponin att bli aerob istället för anaerob vilket leder till att ingen metangasbildning sker alls.

En annan konsekvens av deponeringslagarna är den sluttäckning som måste konstrueras om kraven på anläggningen inte är uppfyllda (avsnitt 2.2). Ett av kraven är att det ska finnas en geologisk barriär för att förhindra att orenat lakvatten förorenar närliggande områden. Atleverkets deponi måste sluttäckas till år 2009 om Miljödomstolen beslutar att en geologisk barriär för deponins lakvatten inte existerar. Ett av sluttäckningens syfte är att minska mängden vatten som infiltrerar deponin. I USA har deponier utformats för att minska vatteninfiltrationen och hålla fuktigheten låg för att förhindra förorening av grundvattnet. Den mikrobiella nedbrytningen har fördröjts och stabiliseringen av deponin har förlängts till flera decennier p.g.a. sluttäckningen (Bogner et al, 1993). Sannolikt innebär en sluttäckning av deponier i Sverige inte en minskad tillgång på vatten för de delar av deponin som legat längre än några år, då de områdena redan hunnit bli vattenmättade. Därmed kommer nedbrytningen antagligen att fortsätta med ungefär samma takt som åren innan sluttäckningen.

3.4.2 Vattentillgång i Atleverkets deponi

Vattenhalten i deponin har stor betydelse, bl.a. för att komplext organiskt material först måste hydrolyseras innan mikroorganismer kan omvandla det till metan och koldioxid. En korrelation mellan högre vattenhalt och ökad metangasproduktion har påvisats genom laborieförsök (Bogner et al, 1993). Vid högre vattenhalt ökar kontakten mellan mikroorganismer, näring och nedbrytbart material vilket ökar den mikrobiella nedbrytningen. För att se hur mycket vatten som finns i deponin kan en beräkning av vattenbalansen i deponin tillämpas. Vattenflödena i deponin redovisas i Figur 12.



Figur 12. Vattenflöden i en täckt deponi (omarbetad efter Bengtsson et al, 1994)

Vattenbalansen är en modell över hur vattnets tillförsel och förluster från ett avgränsat område ser ut. Ekvationen som utnyttjas ser olika ut beroende på vad det är för olika faktorer inom området som kan påverka vattnets väg. För en icke sluttäckt deponi kan vattenbalansen skrivas:

$$P + \Delta Q^{Grund} = E + \Delta Q^{Yt} + G^{bio} + \Delta M + L$$

där P och ΔQ^{Grund} står för nettoinfiltration i deponin, och parametrarna till höger om likhetstecknet står för vattenförlusterna från deponin (RVF, 2005:05). De olika parametrarna förklaras i Tabell 1.

Tabell 1. Förklaring av parametrarna i vattenbalansens ekvation

Parameter	
P	Nederbörd
ΔQ^{Grund}	Netto grundvattenströmning till/från deponin
E	Evapotranspiration
ΔQ^{Yt}	Nettoytaavrinning
G^{bio}	Åtgång av vatten för biologiska nedbrytningsprocesser
ΔM	Ändring i avfallets vattenhalt
L	Lakvattenproduktion

RVF (2005:05) och RVF (2005:1)

Nederbörden på Atleverket uppskattas till 625 mm (Alexandersson et al, 2001). Grundvattennivån runt Atleverkets anläggning är relativt hög, mellan 0,5-2,0 meter under markytan.

Evapotranspirationen avser både den direkta avdunstningen från markytan (evaporationen) och transpirationen från växtligheten. Avdunstningen från deponin kan beräknas enligt Tamms formel:

$$E = 221,5 + 29,0T$$

där E är medelavdunstningen i mm/år och T står för medeltemperaturen i °C (RVF, 2005:01). Uträkningarna för de båda ekvationerna ovan finns i Bilaga 1. Beräkningarna visar att det finns tillräckligt med vatten för att nedbrytningen av avfall ska vara möjlig. Nedbrytningsprocesserna medför inte en åtgång av vatten utan det blir istället en nettoproduktion av vatten från nedbrytningen.

Det är svårt att beräkna deponins totala vattenhalt då vattenhalten i avfallet varierar mycket. Det deponerade avfallet innehåller olika mycket vatten beroende på vad det är för slags avfall och hur det har behandlats innan deponering. De nya deponeringsreglerna medför att det mesta av hushållsavfallet, vilket innehåller mycket vatten, utsorteras eller förbehandlas (RVF, 2005:05). I snitt innehåller de övre lagren i deponin 20-30 % vatten och de djupare lagren över 50 % vatten (Östman et al, 2006). Forskning har visat att vatten fortfarande kan ackumuleras i en deponi 10-20 år efter anläggandet (Bengtsson et al, 1994). Då deponeringen på Atleverket började för över 30 år sedan kan man anta att större delen av de äldsta delarna bör vara vattenmättade. Trots det kan det finnas områden som fortfarande är helt torra och därmed avfall som är opåverkat av nedbrytning.

4 Modell över metangasproduktionen

För att beräkna den metangas som produceras i en deponi finns olika tillvägagångssätt. Dels kan emissioner, gasuttag och metanoxidation mätas och utifrån det kan den producerade metangasen räknas fram, eller så kan metangasproduktionen beräknas teoretiskt utifrån de avfallsmängder som deponerats. I den här studien har metangasproduktionen beräknats teoretiskt utifrån en modell från IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (IPCC, 2006).

4.1 IPCC:s metangasmodell

IPCC har tagit fram två modeller för att beräkna metangasemissioner från en deponi, Defaultmetoden och FOD-metoden (First Order Decay) (Naturvårdsverket, 2001). Båda modellerna är uppbyggda på tre parametrar:

- metanproduktion som uppstår spontant i den anaeroba miljön i deponin
- utvinning av gas genom gasledningssystem
- metanoxidation i den aeroba miljön vid deponins ytskikt

Vilket ger:

$$Emission = (produktion - uttag) \cdot (1 - oxidationsandelen) \quad (Adolfsson, 2005)$$

Enligt IPCC:s metoder beror metangasproduktionen på mängden deponerat avfall samt på den deponerade gaspotentialen i avfallet. Standardmetoden (Default) antar att metangasproduktionen börjar samma år som deponeringen sker. Om avfallet är detsamma år från år anser IPCC att standardmetoden kan ge en bra approximation av metanproduktionen (steady-state-förhållande). Ett problem med denna modell är att den saknar tidsfaktor. Gasproduktionen för ett visst år T uttrycks därmed genom:

$$Gasprod_T = 16/12 \cdot F \cdot DOC_F \cdot MCF \cdot \sum_{X=1}^n MSW_{XT} \cdot DOC_{XT}$$

där MSW_{XT} är den deponerade mängden organiskt kol i avfallsslag X i år T. Övriga parametrar kan utläsas i Tabell 2 nedan (Adolfsson, 2005).

Tabell 2. Utnyttjade parametrar i IPCC-modellen

Parametrar	Förklaring
16/12	Relativ molekylvikt metan/kol (Naturvårdsverket, 2001)
F	Andel metan i deponigas
DOC_F	Andel av det lösta kolet som omvandlas till deponigas (Naturvårdsverket, 2001)
MCF	Korrigeringsfaktor för mottagningspraxis vid deponin. MCF antas ligga mellan 0,4 och 1, och sätts till 1 om någon av aktiviteterna kompaktering, täckning eller tillplattning (levelling) sker
MSW_{Xt}	Deponerad kvantitet av avfallsslag X året t
DOC_{Xt}	Innehåll av organiskt kol för avfallsslag X året t
t_{iT}	där $k_{t1/2}$ står för $\ln 2/t_{1/2}$ och i står för antal år efter första året deponering skedde
	$\begin{cases} 1 - e^{-0,5k_{t1/2}} \\ e^{-k_{t1/2}(i-0,5)} \cdot (1 - e^{-k_{t1/2}}) \end{cases}$

Adolfsson (2005)

FOD-modellen däremot förutsätter att det lösta organiska materialet (DOC) i avfallet bryts ner långsamt till CO_2 och CH_4 . Om förhållandena är desamma, såsom vattentillgång och temperatur, beror CH_4 -produktionen enbart på den andel kol som finns kvar i avfallet. Därmed blir metanemissionerna högst de närmsta åren efter deponeringen och avtar sedan. Enligt IPPC ska historiska data härröra tillbaka till ungefär 3-5 halveringstider av avfallet för att få bra uppskattningar av metangasproduktionen (IPPC, 2006). Gasproduktionen, enligt FOD-modellen, av ett visst år T från deponerade mängder av n avfallsslag kan därmed uttryckas:

$$Gasprod_T = 16/12 \cdot F \cdot DOC_F \cdot MCF \cdot \sum_{t=t_0}^T \sum_{X=1}^n MSW_{Xt} \cdot DOC_{Xt} \cdot t_{iT}$$

Modellen kan i princip användas både för att skatta metanemissionen från ett lands deponier som från en enskild deponi (Adolfsson, 2005).

Methane Correction Factor (MCF) sätts till 1 för moderna svenska deponier. Korrektionen gäller för de deponier som anlades fram till mitten av sjuttioalet då deponierna var mindre och antagligen mindre kompakta med en lägre gaspotential som följd (Naturvårdsverket, 2001).

Det finns två alternativ för beräkandet av metangasproduktionen. Det första antar att olika avfallsslag bryts ned helt oberoende av varandra. Vilket betyder att t.ex. trä bryts ner helt oberoende om det ligger bredvid ett inert material eller bredvid ett lättnedbrytbart material. Det andra alternativet antar att nedbrytningen av de olika avfallsslagen är beroende av varandra. T.ex. kommer nedbrytningen av trä öka om matavfall finns i närheten, och matavfallets nedbrytning kommer gå långsammare på grund av träavfallet. De olika synsätten

påverkar om halveringstiden och DOC_F ska ha samma värde för alla avfallstyper eller om de bör korrigeras efter deponerat avfallsslag (IPCC, 2006).

4.2 Anpassad modell för Atleverket

För beräkningarna vid Atleverket har FOD-modellen valts då en del av syftet har varit att se hur metangasproduktionen kommer att se ut i framtiden. Deponerat avfall på Atleverket har registrerats vilket varit en förutsättning för beräkningarna i modellen. För år 2007 finns dokumenterade avfallsmängder endast fram till slutet av september. Kommande deponerade avfallsmängder under år 2007 har därför antagits. För framtida metangasproduktion har olika scenarier framtagits avseende mängd av framtida deponerat avfall.

4.2.1 Halveringstid

Halveringstid är den tid det tar för avfallet att brytas ned till hälften av den ursprungliga massan. Halveringstiden är samma för alla de olika avfallsslagen under det beräknade året. Halveringstiden är även samma för hela tidsperioden trots att mängden av de olika avfallsslagen varierar stort mellan åren. IPCC har angivit ett intervall på halveringstider mellan 3,5-23 år i IPCC Good Practice Guidance (2000). Beräkningar över varierad halveringstiden visar att ett år mer eller mindre påverkar resultatet väldigt lite. Den antagna halveringstiden på 7,5 år anses vara tillförlitlig för svenska förhållanden enligt Naturvårdsverket (2001).

4.2.2 MCF, DOC_F och metanhalt

Metankorrektionsfaktorn sattes till 1 då deponin sköts med bl.a. mekanisk kompaktering och då det finns kontroll över deponibränder (IPCC, 2006). Fraktionen av DOC (DOC_F) som omvandlas till metan är satt till 0,5 enligt IPCC:s rekommendation då deponimiljön är anaerob och deponerade mängder inkluderar lignin (2006). Metanhalten var högre för några år sen när det producerades mer gas än vad som distribuerades. Snittet låg då på 52 volym-% (Carlsson, 2007-05-23). Då exakta metanhalter inte gått att erhålla för varje år har ett snitt på 50 volym-% för år 1992-2000 använts och 47 volym-% för senare år. År 2006 var dock metanhalten lägre beroende på läckage av syre in i deponin. Metanhalten för år 2006 är därför satt till 45 volym-%.

4.2.3 DOC

Andel organiskt kol har varierats i modellen beroende på vad det är för avfallsslag (Tabell 3). Det är svårt att få fram relevanta värden över andel löst organiskt kol. I Helsingborg har analyser utförts på bränslefraktionen och siktfraktionen över hushålls- och industriavfall, men analysen har gjorts på total kolhalt (TC). Det mesta av andelen TC antas dock vara organiskt (Vukicevic, 2007-05-04). I vissa fall fanns bara TOC-värdet för avfallen dokumenterat, även här antas den största delen vara DOC. Under tidigare år bestod en större del av de deponerade verksamhetsavfallen av organiskt material. Då siffran över andelen deponerat brännbart material tidigare är väldigt osäker har DOC satts till samma värde för de avfallsslagen oberoende av vilket årtal det har deponerats. Reningsverket i Örebro byggde om år 2001 vilket medförde en ändrad TS-halt i det deponerade galler-renset. Innan år 2001 var TS ungefär 15-20 % men efter ombyggnationen har TS ökat till 40 %, vilket förklarar de två olika DOC värdena i Tabell 3 (Rönkvist, 2007-05-10).

Tabell 3. Andel löst organiskt kol (DOC) i olika avfallsslag

Avfallsslag	DOC
Hushållsavfall	0,201 *
Industri	0,156 **
Byggavfall	0,035 *
Rivningsfall	0,035 *
Rötslam	0,25 ***
Rester från sort anläggning	0,30- 0,10 ****
Gallerrens	0,19/0,38 ***

*Adolfsson (2005)

**Vukicevic (2007-05-04)

***Rönnkvist (2007-05-10)

****Kempi (2007-05-10)

4.2.4 Metanoxidation

Metanoxidationen på deponin är relativt låg. Det finns inget metanoxiderande skikt på deponin förutom de jordmassor som används för att täcka avfallet. En viss metanoxidation vid ytan antas ändå ske. För ett fungerande metanoxidationsskikt brukar en effektivitet på 10 % antas, vilket även antas gälla för Atleverkets deponi (IPCC, 2006). Mängden metan som oxideras i ytskiktet anses bero på temperaturen i ytskiktet samt vilken typ av täckskikt det är. Ytterligare faktorer är gasens genomströmningshastighet vilket regleras av gasutvinning, deponins ålder samt relationen yta/volym hos deponin (Adolfsson, 2005).

4.2.5 Fördröjningsparameter

Nedbrytningen av avfallet går igenom flera olika steg innan metangasbildningen börjar. Därför är det lämpligt att ha ett värde på fördröjningen för beräkningarna. I modellen är metangasbildningsstarten satt till sex månader efter deponeringstidpunkten (IPCC, 2006).

4.3 Gasuttag från Atleverkets deponi

Uppgifterna på mängd uttagen gas från Atleverkets deponi finns bara dokumenterat från år 1995 fram till idag. För år 1992-1994 har schablonsiffror tagits fram med avseende på vilken mängd gas Farmek och Tekniska Förvaltningen i Örebro kommit överens om att Atleverket ska distribuera. Beräkningar från Bilaga 3 ger mängd deponigas på $1,7 \cdot 10^6 \text{ Nm}^3/\text{år}$ för uttagen gas år 1992-1994. Med hjälp av andel metan i deponigasen och deponigasens densitet kan antal ton utvunnen gas per år beräknas: 594 ton metangas/år. Detta motsvarar 7,6 GWh.

För år 1995 och framåt har debiterade gasmängder använts som värde för deponigasuttaget. Gasmängderna har sedan räknats om till energivärde och uttagen metangas i ton (Bilaga 3). Värdena från beräkningarna redovisas i Tabell 4. Det ökade gasuttaget från 1998 till 1999 beror på att en till mottagare av gasen kopplades på, USÖ (Universitetssjukhuset Örebro). Under år 2005 och 2006 frös delar av deponin vilket medförde att gasuttaget försämrades väsentligt. Regleringen av uttaget från gasbrunnarna försumrades även under de åren vilket medförde att gasuttaget inte var optimalt. Energivärdet på deponigasen visar hur lönsamt gasuttaget varit det året. En omräkning till kton krävs för att kunna använda värdet i FOD-modellen. 10 MWh motsvarar ungefär 1 m^3 villaolja eller drygt 3 m^3 pellets (Tekniska förvaltningen, 2007). År 2002, när gasuttaget var som störst, räckte deponigasen till att värma ungefär 680 villor.

Tabell 4. Debiterad gas från Atleverkets deponi

År	Gasuttag (GWh)	Gasuttag (kton)
2006	14,9	1,2
2005	15,0	1,1
2004	17,8	1,3
2003	17,8	1,3
2002	18,4	1,3
2001	17,9	1,3
2000	18,3	1,4
1999	17,5	1,4
1998	14,8	1,2
1997	13,7	1,1
1996	13,5	1,1
1995	14,4	1,1

För att ta ut gas ur deponin tillkommer vissa kostnader. Det krävs utrustning på Atleverkets område för att få ut gasen, t.ex. pumpar som skapar undertryck. De externa faktorerna som tillkommer vid försäljning av gasen är avvattning av gasledning, vilket sker en gång i veckan och som mest kräver 2 h arbetstid. Underhåll av kompressorstationen och tryckhöjaren vid reningsverket krävs också för att distributionen av gasen ska fungera. För att få en bra kvalitet på gasen behövs det borrar nya gasbrunnar med jämna mellanrum då de gamla sätter igen eller metanhalten sjunker mycket. Den största kostnaden är dock den el som går åt till blåsmaskinen som skapar undertryck för att samla gasen från alla reglerstationer och sedan skapa övertryck för att kunna skicka ut gasen till ledningsnätet. Driftteknikerns lön och underhåll är marginella i jämförelse med elförbrukningens kostnad. Då intäkterna för 1 MWh är drygt 300 kr krävs det en distribution på ungefär 730 MWh för att ska vara lönsamt att ta ut gasen (Bilaga 3).

4.4 Framtidsscenarioer för Atleverket

På Atleverkets deponi antas det att ungefär 15 kton/år avfall kommer att deponeras i framtiden. Av detta antas ungefär 10 % bestå av brännbart material. Detta antagna framtidsscenario benämns normalscenariot i resultatet. Då avfallsmängderna bara är antagna jämförs de med två andra scenarier: maximi- och minimiscenariot. I maximiscenario antas avfallsmängden vara 20 kton/år med ett DOC på 0,10 som i normalscenariot. I minimiscenariot antas deponerade avfallsmängder vara 5 kton/år med DOC på 0,10 (Kempi, 2007-05-10). I minimiscenariot har DOC sänkts från 0,156 till 0,10 för deponerat industriavfall år 1992-2007. Bygg- och rivningsavfall har även uteslutits från beräkningarna i detta scenario.

Gas antas kunna fortsätta utvinnas i framtiden från Atleverkets deponi. För några år sedan var gasuttagssystemet i dåligt skick i och med att många av brunnarna inte fungerade. Detta har gett en lägre metanhalt i gasen. Med de nyborrade brunnarna från år 2006 antas metanhalten i gasen öka igen. Metanhalten kan därför antas ligga på 48 volym-% för framtida gasuttag (Carlsson, 2007-09-14).

5 Resultat och diskussion

Från FOD-modellen erhålls värden för mängd producerad metangas för varje specifikt år sedan anläggningens början. Då metanoxidationen är satt till 10 volym-% av diffunderad

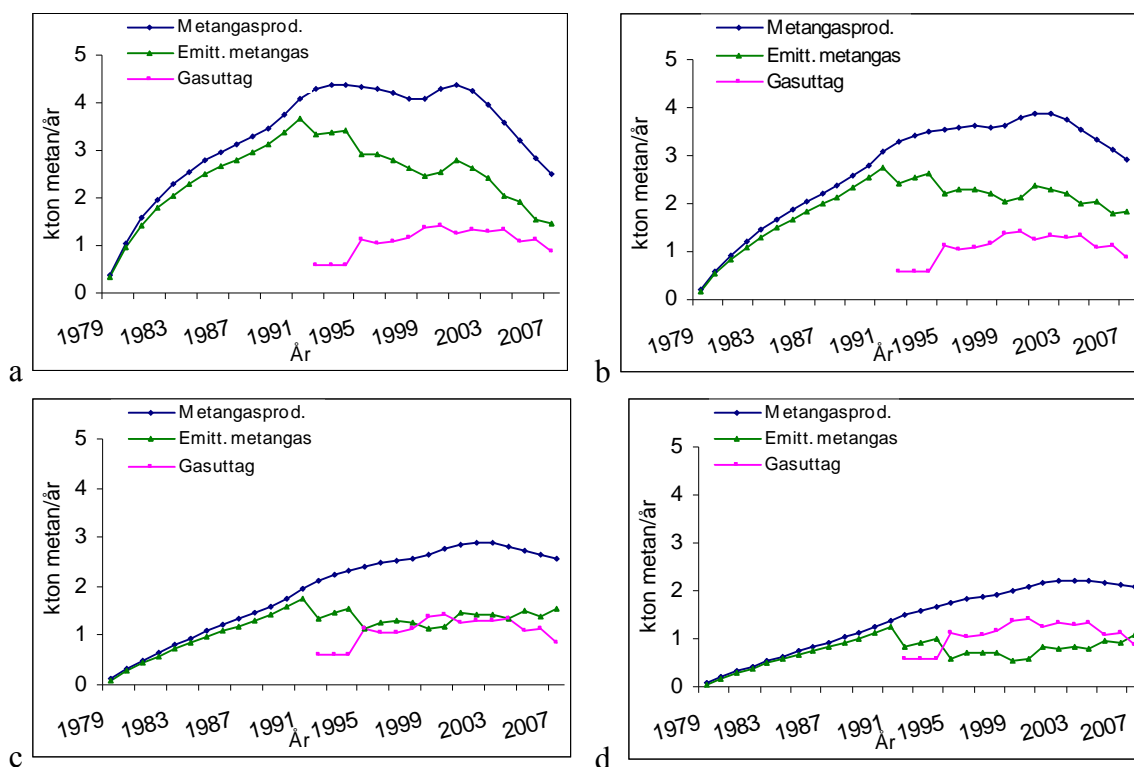
metangas i samtliga modeller har den inte inkluderats i presentationen av resultatet i figurerna nedan.

5.1 Metangasproduktionen fram till år 2007

5.1.1 Halveringstidens påverkan på gasbildningen

En av de viktigaste parametrarna i IPCC:s modell är halveringstiden för avfallet. Ett värde som är praxis i Sverige är 7,5 år. Det saknas däremot underlag för att det värdet stämmer för Sveriges förhållande vilket medfört att både högre och lägre halveringstider jämförts i beräkningarna. Figur 13b visar en metangasproduktion vid en halveringstid på 7,5 år, vilket är medelvärdet för en måttligt snabb nedbrytning. I Figur 13d har halveringstiden ökat till 23 år vilken gäller för trä och strån. En halveringstid på 4 år (Figur 13a) avser avfall som bryts ned snabbt, som matavfall och rötslam (IPCC, 2006). Dessa avfall var vanligare innan deponeringsförbuden kom men är inte de dominerande avfallsslagen i dagens deponering. Resultatet vid en halveringstid på 15 år kan ses i Figur 13c. Under år 1992-1995 var gasuttaget relativt litet vid Atleverket, jämfört med uttagskapaciteten. Innan gas började tas ut år 1992 antas den emitterade gasen vara 90 volym-% av gasproduktionen i modellen. Andel metan som emitterat till atmosfären fortsätter vara hög efter år 1992 i Figur 13a och i Figur 13b. I Figur 13c och Figur 13d överstiger gasuttaget emellanåt den emitterade andelen gas. Även de faktiska värdena på emitterad metan är mindre för Figur 13c och d.

Då vattenhalten är viktig för nedbrytningen har nederbörden och transpirationen stor påverkan på vilka värden som ska sättas till parametrarna i modellen. Halveringstiden för avfallet förlängs vid låg vattentillgång eftersom nedbrytningen går långsammare (IPCC, 2006). Halveringstiden förlängs även om avfallet består av mer svårnedbrytbart material. Därför kan en halveringstid på 15 år anses rimligt för senare års deponerat avfall.



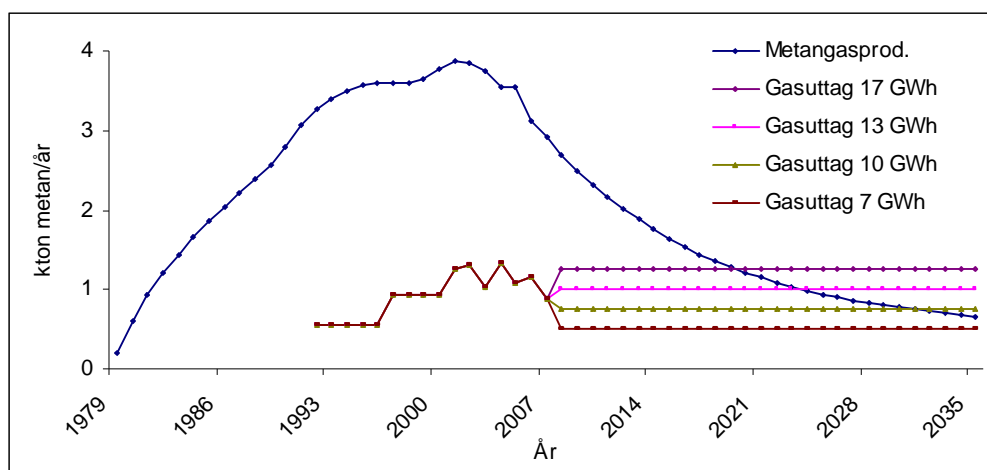
Figur 13. Metangasproduktion, gasuttag och emitterad gas vid Atleverkets deponi vid olika halveringstider enligt IPCC:s FOD-modell a: Halveringstid på 4 år. b: Halveringstid på 7,5 år. c: Halveringstid på 15 år. d: Halveringstid på 23 år

5.2 Framtida metangasproduktion

Med IPCC:s FOD-modell kan uppskattningar göras över framtida metangasproduktion i Atleverkets deponi. Då inget annat anges i figurerna nedan är antagna deponerade avfallsmängder från år 2008 15 kton/år med ett DOC på 0,10. Resultatet för åren fram till år 2008 bygger på faktiska deponerade avfallsmängder.

5.2.1 Framtida gasuttag

Framtida gasuttag från deponin beror dels på hur stor metangasproduktionen i deponin är och dels på de mottagare av gasen som finns. Några olika scenarier för gasuttaget kan utläsas i Figur 14. Vid ett gasuttag på 17 GWh, vilket ungefär motsvarar dagens gasuttag, skulle gas endast kunna utvinnas fram till år 2009 innan gasuttagseffektiviteten blir högre än vad som är rimligt att ta ut med Atleverkets gassystem. Beräkningarna utgår ifrån en halveringstid på 7,5 år. Vid en halveringstid på 15 år ändras tidsperspektivet marginellt, vilket medfört att det resultatet inte presenteras här. Även vid en halveringstid på 15 år kommer gasuttagseffektiviteten att överskridas år 2009.



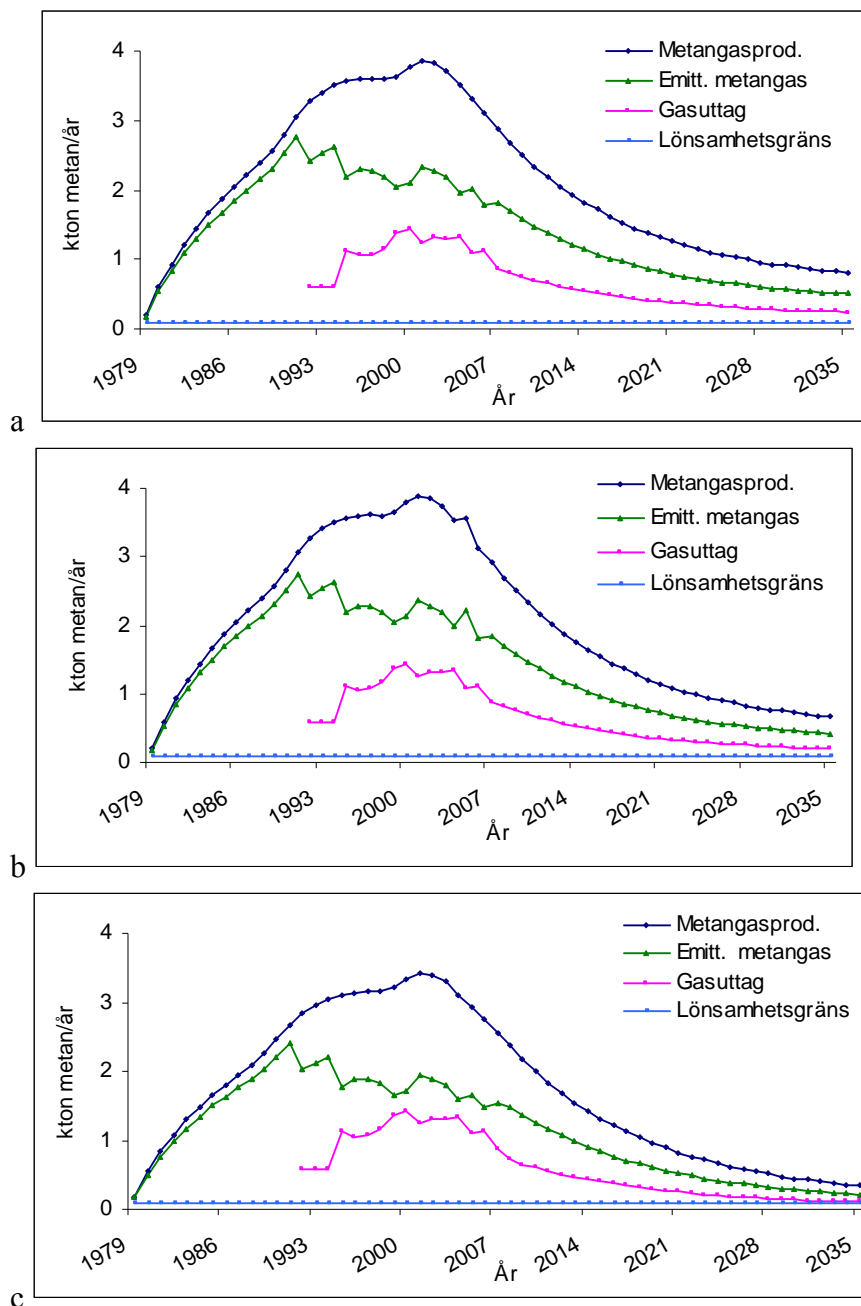
Figur 14. Beräknad metangasproduktion vid Atleverkets deponi från IPCC:s FOD-modell jämförd med olika möjliga framtida gasuttag. Antagna deponerade avfallsmängder från år 2008 är 15 kton/år med DOC på 0,10

Då det ej är möjligt att utvinna 100 % av det som produceras har en gräns för gasuttagets effektivitet antagits i FOD-modellerna nedan. Enligt 7,5-årsscenarioet i Figur 13b ligger medeluttaget på 31 volym-% för år 1992-2006. Därför antas framtida gasuttag vara exponentiellt avtagande med 30 volym-% av metangasproduktionen. En gräns för när det inte längre är ekonomiskt lönsamt att ta ut gas från deponin har beräknats i Bilaga 3. Enligt uträkningar för kostnader för el etc. krävs ett gasuttag från deponin på 55 ton/år för att det ska gå runt. För att täcka in eventuella nyborrningar av brunnar och oförutsedda utgifter kan ett gasuttag på 100 ton/år anses lämpligt som lönsamhetsgräns. 100 ton metangas motsvarar ungefär 1,3 GWh.

5.2.2 DOC och framtida avfallsmängder

Då det är svårt att avgöra hur mycket avfall som kommer att deponeras på Atleverkets deponi har tre olika scenarier antagits. I Figur 15a, maximiscenarioet, antas avfallsmängder vara 20 kton/år. Med en framtida avfallsmängd på 15 kton och ett DOC på 0,10 erhålls Figur 15b. Metangasproduktionen i Figur 15a och b är avsevärt högre än metangasproduktionen i minimiscenarioet i Figur 15c. I minimiscenarioet antas avfallsmängderna vara 10 kton/år och

DOC för industriavfall är sänkt från 0,156 till 0,10. I minimiscenariot antas även att bygg- och rivningsavfall inte bidrar till metangasproduktionen. För hela Figur 15 är halveringstiden satt till 7,5 år. Lönsamhetsgränsen på 0,1 kton nås redan år 2035 för minimiscenariot. För normalscenariot ligger gasuttaget på knappt 0,2 kton år 2035 och gasuttaget i maximiscenariot ligger på ungefär 0,25 kton år 2035 vilket motsvarar 3,4 GWh.

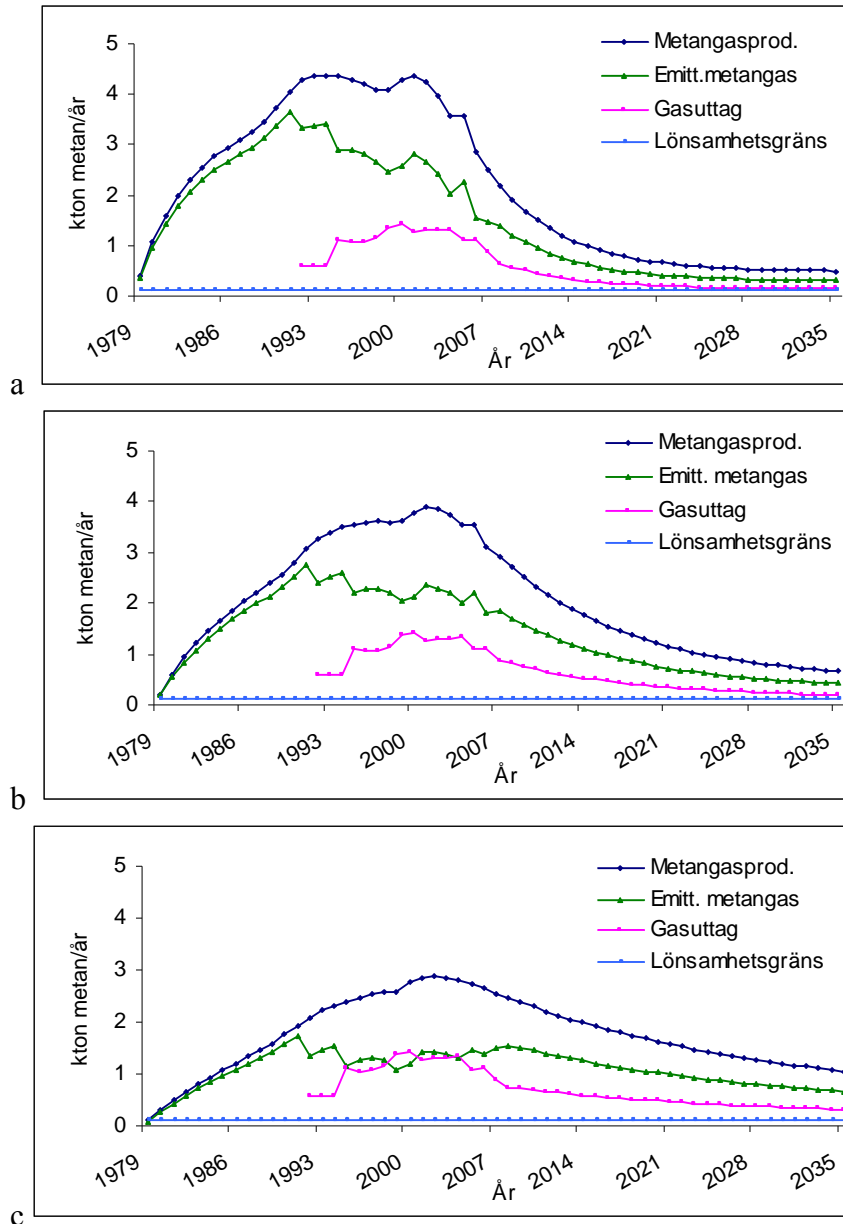


Figur 15. Metangasproduktion, emitterad gas och gasuttag på Atleverkets deponi beräknat från IPCC:s FOD-modell. a: Maximiscenario med antagna deponerade avfallsmängder på 20 kton/år och DOC på 0,1 från år 2008. b: Normalscenario med antagna deponerade avfallsmängder på 15 kton/år med DOC på 0,1 från år 2008. c: Minimiscenario med antagna deponerade avfallsmängder på 10 kton/år med DOC på 0,1 från år 2008. För tidigare deponerat industriavfall är DOC sänkt från 0,156 till 0,10

5.2.3 Halveringstider

Halveringstidens påverkan på framtida metangasproduktion, gasuttag och emitterad metangas har även undersökts. De tre olika halveringstiderna i Figur 16 ger stor skillnad både på

metangasproduktionens värde och på dess förändring med tiden. Det potentiella gasuttaget är mer jämnt över tiden vid en halveringstid på 15 år jämfört med de kortare halveringstiderna. Vid en halveringstid på 4 år sjunker gasuttaget snabbt och värdet på gasuttaget ligger relativt nära gränsen för ekonomiska lönsamheten år 2035. För 15 års-scenariot ligger gasuttaget på drygt 0,3 kton för år 2035.

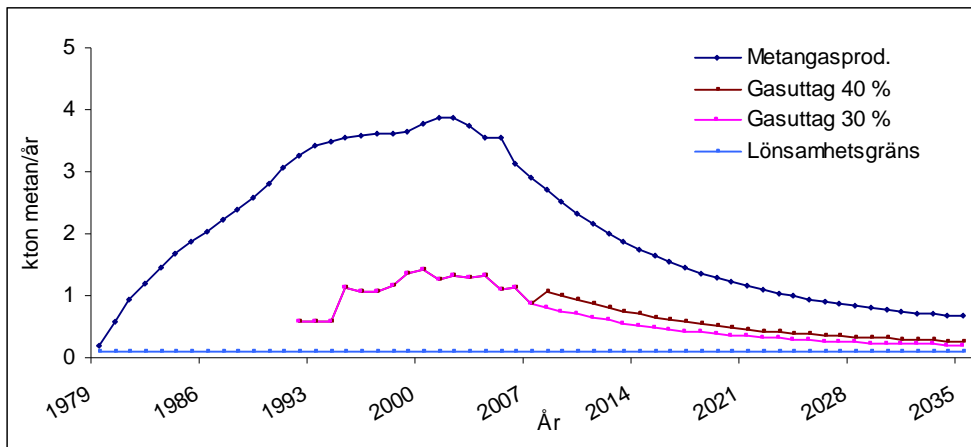


Figur 16. Metangasproduktion, gasuttag och emitterad gas vid Atleverkets deponi vid olika halveringstider enligt IPCC:s FOD-modell. Antagna deponerade avfallsmängder från år 2008 är 15 kton/år med DOC på 0,10. a: Halveringstid på 4 år. b: Halveringstid på 7,5 år. c: Halveringstid på 15 år

5.2.4 Gasuttagseffektiviteter

I och med installationen av den nya automatiserade reglerstationen vid Atleverkets deponi kan gasuttagets effektivitet troligen bli högre än den är idag då regleringen sker manuellt. Detta medför att värdet på effektiviteten på utvinningssystemet av deponigas eventuellt kan höjas till 40 volym-% mot 30 volym-% som antagits i modellerna ovan. Enligt modellberäkningar har även effektiviteten legat högre, som högst på 38 volym-% enligt normalscenariot vilket

den legat på tre olika år. I Figur 17 jämförs två olika gasuttageeffektiviteter mot metangasproduktionen. De olika gasuttageeffektiviteterna medför störst skillnad i mängd uttagen gas de närmsta åren. Efter 20 år har metangasproduktionen sjunkit så mycket att de olika scenarierna ger ungefär likvärdigt värde på gasuttaget. För en effektivitet på 40 volym-% är gasuttaget 0,26 kton år 2035 medan gasutvinningen med en effektivitet på 30 volym-% är 0,20 kton år 2035. Detta motsvarar 3,5 GWh respektive 2,7 GWh.



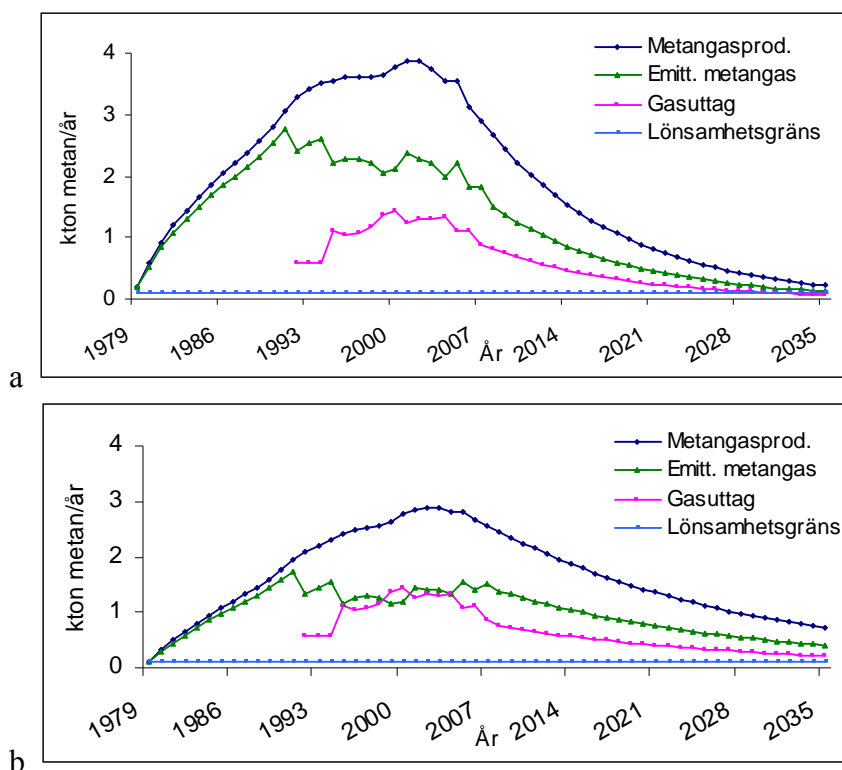
Figur 17. Metangasproduktionen i Atleverkets deponi utifrån IPCC:s FOD-modell vid två olika gasuttageeffektiviteter. Den undre linjen visar en gasuttageeffektivitet på 30 volym-% vilket anses vara normalscenarioet, medan linjen över visar en gasuttageeffektivitet på 40 volym-%. Antagna deponerade avfallsmängder är 0,15 kton/år med DOC på 0,10

5.2.5 Avslutning och sluttäckning

Figur 18 visar metangasproduktionen vid en avslutning och sluttäckning av deponin då inget nytt material tillförs från år 2008. Då en sluttäckning minskar möjligheten till att upprätthålla en hög kvalitet på gasuttage systemet antas gasuttageeffektiviteten sjunka från 30 volym-% till 20 volym-% från år 2020.

Enligt Figur 18a underskrider gasuttaget lönsamhetsgränsen på 0,1 kton redan år 2031 vid en sluttäckning av deponin år 2008. Vid en halveringstid på 15 år (Figur 18b) är gasuttaget 0,2 kton år 2035 vilket är precis över gränsen för lönsamhet.

Vid sluttäckning antas metanoxidationen öka från 10 % till 20 % p.g.a. ett mer gynnsamt klimat för metanotroferna (Börjesson et al, 2007). Under vintern är metanoxidationen nästan obefintlig medan den ökar till ungefär 40 % under sommaren. När metangasproduktionen har sjunkit avsevärt antas en större andel av metangasen kunna oxideras eftersom andelen diffunderad metan sjunker.



Figur 18. Metangasproduktion, gasuttag och emitterad gas enligt IPCC:s FOD-modell vid en tänkt sluttäckning av Atleverkets deponi år 2008. a: Halveringstid på 7,5 år. b: Halveringstid på 15 år

5.2.6 Sammanfattning av resultaten

För att få en bättre överblick över de skillnader de olika scenarierna medfört för metangasproduktion och gasuttag i modellerna finns en sammanfattning i Tabell 5. Lägst medelvärde på gasuttag per år ger en halveringstid på 4 år. Även minimiscenariot och en sluttäckning med halveringstid på 7,5 år ger låga värden på gasuttaget. Maximiscenariot, då framtida avfallsmängder antas vara 20 kton/år, ger ett högt gasuttag liksom en högre effektivitet på gasuttagssystemet. DOC och antagen framtida deponerad mängd ger störst påverkan på potentiellt gasuttag.

Tabell 5. Medelvärden för metangasproduktion och gasuttag för år 1992-2035

Modell	Metangasproduktion (kton/år)	Gasuttag (ton/år)	Gasuttag (GWh)
Min (7,5 år)	1,7	580	7,9
Max (7,5 år)	2,2	660	9,0
Halveringstid 4 år	2,0	550	7,5
Halveringstid 7,5 år	2,1	640	8,7
Halveringstid 15 år	2,0	700	9,5
Gasuttag 40 % (7,5 år)	2,1	730	9,8
Sluttäckning (7,5 år)	1,9	580	7,9
Sluttäckning (15 år)	1,8	660	9,0

Mängd utvunnen gas för år 2035 redovisas separat i Tabell 6. Vid jämförelse mellan Tabell 5 och Tabell 6 är det maximiscenariot, gasuttag 40 % och halveringstid 15 år som möjliggör störst gasuttag. Även en sluttäckning (15 år) ger väldigt högt potentiellt gasuttag.

Minimiscenariot och sluttäckning (7,5 år) har redan år 2035 nått gränsen då det knappt är ekonomiskt lönsamt att utvinna gas. Vid en sluttäckning (7,5 år) är lönsamhetsgränsen på 100 ton metangas/år nådd redan år 2031. För att undersöka de andra scenariernas gasutvinningspotential innan gränsen för lönsamheten nås har en extrapolering av gasuttaget varit nödvändig.

Tabell 6. Metangasproduktion och gasuttag år 2035

Modell	Metangasproduktion (kton/år)	Gasuttag (ton/år)	Gasuttag (GWh)
Min (7,5 år)	0,3	100	1,3
Max (7,5 år)	0,8	240	3,2
Halveringstid 4 år	0,5	150	2,0
Halveringstid 7,5 år	0,7	200	2,7
Halveringstid 15 år	1,1	320	4,3
Gasuttag 40 % (7,5 år)	0,7	270	3,6
Sluttäckning (7,5 år)	0,2	70	0,9
Sluttäckning (15 år)	0,7	210	2,8

Vid extrapolering av potentiellt gasuttag finns flera tillvägagångssätt, i Tabell 7 redovisas resultatet från två av metoderna. Metod ett förutsätter att andel material som bryts ned fortsätter vara konstant enligt åren innan extrapoleringen görs. Metod två bygger på en exponentiell trendlinje utifrån mängd utvunnen deponigas. Den tidigaste tidpunkten för när lönsamhetsgränsen är nådd är 2030 för sluttäckning (7,5 år). Det längsta perspektivet ger en fortsatt deponering med en halveringstid på 4 år. De olika metoderna för extrapolering av gasuttaget ger ungefär likvärdiga resultat med undantag av scenariot med halveringstid 4 år och maximiscenariot där resultaten skiljer sig åt väsentligt. För halveringstid 4 år beror det på att andel av avfallet som bryts ned är lägre under åren 2030-2035 jämfört med de andra scenarierna vid samma tidpunkt. Detta beror på att under slutet av nedbrytningen så minskar andelen material som bryts ned. Trendlinjen i metod två utifrån mängd utvunnen deponigas visar den generella exponentiella nedbrytningshastigheten för hela tidsperioden vilket medfört att nedbrytningen enligt trendlinjens ekvation går snabbare efter år 2035 än den gör i FOD-modellen. Då scenariot med halveringstid på 4 år inte borde ge längre tidsperspektiv för lönsamhetsgräns än de längre halveringstidernas scenarier gör detta att tidpunkten borde förlängas för 7,5- och 15-årsscenierna. Troligen kommer tidpunkten för lönsamhetsgränsen att förskjutas för samtliga scenarier med minst 10 år.

Tabell 7. Tidpunkt då gasuttag inte längre är ekonomiskt lönsamt enligt två extrapoleringsmetoder

Modell	År*	År**
Min (7,5 år)	2035	2037
Max (7,5 år)	2074	2057
Halveringstid 4 år	2085	2038
Halveringstid 7,5 år	2058	2051
Halveringstid 15 år	2078	2073
Gasuttag 40 % (7,5 år)	2068	2065
Sluttäckning (7,5 år)	2030	2034
Sluttäckning (15 år)	2051	2057

*Extrapolering utifrån nedbrytningshastigheten

**Extrapolering utifrån trendlinjen

5.3 Validitet av modellen

Metangasproduktionen är sjunkande i alla scenarierna enligt beräkningarna i FOD-modellen. En osäkerhetsfaktor är den statistik som använts över deponerade avfallsmängder. Troligen har större mängder deponerats vilket bör ge en högre metangasproduktion. Avfallet är mycket heterogent och DOC innehållet i avfallet har varierat. Ett högre DOC för t.ex. industriavfall när Fiskeby deponerade på Atleverket är inte inräknat i FOD-modellen då det ej gått att få fram deponerade mängder och relevanta DOC. DOC har inte ändrats för de olika åren även om avfallets innehåll varierat stort. Därför kan metangasproduktionen vara underskattad.

En av de största osäkerheterna vid beräkningarna i FOD-modellen är nedbrytningshastigheten. I modellen har en halveringstid på 7,5 år antagits som den mest troliga. Den bygger på beräkningar från Nederländerna och har antagits stämma överens med Sveriges förhållanden. Sverige har kallare vintrar, det finns t.ex. risk att delar av deponin fryser vilket den gjorde på Atleverket år 2005 och 2006. En lägre temperatur minskar mikroorganismernas aktivitet och därmed nedbrytningen av avfallet. Detta gör att halveringstiden antagligen borde förlängas. Då mer svårnedbrytbart material deponerats på senare år är det en ytterligare faktor för att en högre halveringstid är mer lämplig. Troligen ligger halveringstiden mellan 7,5 och 15 år.

En sjunkande metangasproduktion medför att gasuttaget kommer att minska om inte effektiviteten på systemet förbättras väsentligt. Någon minskning av metangasproduktionen på Atleverkets anläggning har ännu inte noterats (Carlsson, 2007-09-14). Istället bedöms att metangasproduktionen inte nått sin högsta punkt än. Vid inkopplandet av de nya gasbrunnarna under hösten 2007 höjdes andelen metan i deponigasen kraftigt. Den lägre metangashalten tidigare berodde troligen på att de gamla brunnarnas funktion försämrats under årens lopp. De nya brunnarna kommer antagligen att öka den ekonomiska lönsamheten för den utvinningsbara gasen, dock visar beräkningarna att mängd metangas som är möjlig att utvinna kommer att minska inom de närmsta åren. Den mängd gas som togs ut år 1992-1994 är baserad på schablonsiffror med antaganden om hur mycket processånga som gick åt. Detta värde är antagligen lägre än vad som egentligen togs ut. Gasuttagsystemets effektivitet kan därför eventuellt vara högre än 30 volym-%, vilket används i FOD-modellen för framtida gasuttag. Medelvärde på gasuttaget år 1995-2007 är 34 volym-% vid en halveringstid på 7,5 år. För en halveringstid på 15 år hamnar medelvärdet på 46 volym-% vilket betyder att mer gas kan vara möjligt att utvinna i framtiden mot vad som är beräknat i normalscenariot. Det betyder även att en mindre mängd metangas emitterat till atmosfären än vad som visats i resultatet.

Om syre diffunderar ner i deponin kommer andelen DOC i avfallet som omvandlas till metan att minska. Under år 2005 och år 2006 sögs gasen ut för hårt ur vissa brunnar vilket medförde att syre tog sig in i deponin. Det pågår troligen fortfarande aeroba processer i de områdena vilket medfört att andelen metan är låg i deponigasen från dessa brunnar. Produktionstiden för en gasbrunn är ca fem år, efter det har merparten av brunnarna slutat fungera (Meijer, 2007-04-04). Detta gör att hela gasuttagsystemet borde förnyas inom fem till tio år igen. Då metangasproduktionen minskar för varje år kommer det antagligen inte vara lönsamt att borra nya gasbrunnar mer än kanske två gånger till på Atleverkets deponi.

En stor osäkerhet för framtida gasuttag är hur sluttäckningen kommer att påverka metangasproduktionen. En eventuell avslutning och sluttäckning av Atleverkets deponi medför att inget nytt material bidrar till metangasproduktionen. För att gas ska kunna fortsätta tas ut krävs att gasuttagsystemet fungerar tillfredsställande då en sluttäckning medför att inga nya brunnar kan borrar. Vattentillgången antas vara tillräcklig för att nedbrytning av avfall till

metangas ska kunna ske. Vid beräkning av metangasproduktionen vid en sluttäckning får därför värdet på halveringstiden för materialet stor betydelse.

5.4 Jämförelse av Atleverkets deponi med andra deponier

Mätning och beräkning av åtta olika deponiers metangasproduktion har utförts i början 2000-talet av Jerker Samuelsson m.fl. (2005). Resultatet från mätningarna kan utläsas i Tabell 8. Metangasproduktionen har dels beräknats utifrån mätningar av emissioner, gasuttag och metanoxidation vid deponins yta, dels har metangasproduktionen beräknats teoretiskt med en liknande beräkningsmodell som utnyttjats i denna studie. I den teoretiska undersökningen provades två hypoteser, ett antagande var att endast tre avfallsslag; slam, hushålls- och parkavfall, bidrar till metangasproduktion. Det andra antagandet var att även industri, bygg- och rivningsavfall bidrar till metangasproduktionen.

Jämförelse mellan uppmätta och beräknade värden i Tabell 8 visar att metangaspotentialen underskattats på nästan alla deponierna när endast tre avfallsslag är medräknade. Vid fler avfallsslag inräknade i modellen överskattas däremot metangasproduktionen vid flera deponier. Vänersborgs deponi är lämpligast för jämförelse med resultatet över Atleverkets deponi från FOD-modellen. Volymmässigt är Vänersborgs deponi något större och deponin har funnits 4 år längre, men andel byggavfall av hushållsavfall för år 1994-2002 är likvärdiga, 0,13 respektive 0,12. Mellan år 1994-2002 deponerades det i snitt lika mycket hushållsavfall på de två deponierna. Beräknad metangasproduktion utifrån mätningar vid Vänersborgs deponi är 3,5 kton/år. Enligt beräkningarna med bara tre avfallsslag var metangasproduktionen 2,7 kton/år respektive 3,4 kton/år med fler avfallsslag inräknade (Tabell 8). Metangasproduktionen vid Örebros deponi Atleverket var år 2001-2003 i genomsnitt 3,8 kton/år enligt beräkningar med FOD-modellen. Vänersborgs deponi är en av de få deponier där beräknade och uppmätta värden stämmer bra överens. Det framräknade värdet vid Atleverkets deponi är högre vid jämförelse av de två deponierna. Detta kan bero på att mer organiskt material deponerats vid Atleverkets deponi. Beräkningarna för Vänersborgs deponi sträcker sig även endast tillbaka till år 1994 medan beräkningarna för Atleverkets deponi går tillbaka till år 1979. Då modellen verkar stämma bra överens för Vänersborgs deponi, och de olika andelarna av olika deponerade avfallsslag liknar de för Atleverkets, kan modellen antas stämma bra överens för metangasproduktionen vid Atleverkets deponi. Detta gäller för en halveringstid på 7,5 år. Antagligen borde halveringstiden höjas vid de teoretiska beräkningarna över metangasproduktion vid de åtta deponierna. Detta skulle medföra att värdena vid den teoretiska beräkningen och de uppmätta värdena skulle stämma bättre överens vid de flesta deponierna. Gasproduktionen borde även räknas tillbaka till deponins anläggningsår vilket gör det svårt att jämföra Jerker Samuelsson m.fl. värden med de värden som beräknats fram i denna studie.

Tabell 8. Metangasproduktion vid åtta deponier

Anläggning	Beräknad metangasproduktion utifrån mätningar kton/år *	Deponerad årlig gaspotential, tre avfallsslag kton/år **	Deponerad årlig gaspotential, fler avfallsslag kton/år ***
Filborna/ Helsingborg	11,4	5,7	9,2
Högbytorp/ Upplands-Bro	5,2	3,1	8,5
Blåberget/ Sundsvall	0,9	0,8	1,8
Visby	0,6	1,2	1,3
Hagby/ Täby	2,3	2,0	4,0
Heljestorp/ Vänersborg	3,5	2,7	3,4
Härslövs Ängar/ Kristianstad	1,6	1,6	2,0
Falköping	0,4	0,3	0,4

*Redovisade mängder är genomsnittlig produktion efter mätningar under år 2001–2003 (Samuelsson et al, 2005)

**Beräknad enligt IPCC:s standardmetod utifrån genomsnittliga deponerade mängder av hushållsavfall, parkavfall och kommunalt slam (Adolfsson, 2005)

***Beräknad enligt IPCC:s standardmetod utifrån genomsnittliga deponerade mängder (Adolfsson, 2005)

Medelvärdet på gasuttaget på Atleverkets deponi för år 2001- 2003 ligger på 34 volym-% vid en halveringstid på 7,5 år vilket kan jämföras med andra anläggningars beräknade uttagseffektivitet i Tabell 9. Vid en halveringstid på 15 år så höjs medeluttaget till 45 volym-% för Atleverkets deponi, vilket kan vara mer rimligt med avseende på de andra anläggningarnas effektivitet. Gasuttagets effektivitet är starkt beroende av vilken typ av gasuttagssystem det är. De höga gasuttagseffektiviteterna i Tabell 9 kan bero på att den framräknade metangasproduktionen borde vara högre i många av deponierna. Emissioner och metanoxidation är väldigt svårt att mäta vilket bör beaktas vid jämförelse av data.

Två av de undersökta deponierna, Visby och Hagby, är inte längre i drift. Dessa deponier visar även en högre metanoxidation än de aktiva deponierna (Tabell 9). Metanoxidationen på deponierna skiljde sig mellan 4,6 – 40 % vid de olika mätningarna (Samuelsson et al, 2005). Ett värde på 10 % som utnyttjats i modellen kan därför anses relativt rimligt som medeltal. Vid en sluttäckning bör dock värdet på metanoxidationen höjas.

Emissionerna varierade mycket mellan de olika mätningstillfällena på deponierna. Andel emission av den producerade metanen varierar mellan 20 – 63 volym-% för de olika deponierna med ett snitt på 34 volym-%. Den beräknade emissionen vid Atleverket är 60 volym-% i medel från år 2001-2003 vid en halveringstid på 7,5 år. Vid jämförelse blir Atleverkets värde relativt högt. Vid en halveringstid på 15 år blir emissionen istället 50 volym-%, vilket fortfarande är högt jämfört med de andra deponiernas emissioner.

Idag finns inga restriktioner på hur effektivt gasuttagssystemet ska vara. Införandet av sluttäckning av deponier och förbud mot organiskt material anses tillräckligt för att få ner den negativa påverkan på växthuseffekten av emissioner av metangas. Metangasen har en 23 ggr större effekt på klimatet i ett 100-års perspektiv, men om man istället ser ur ett 20-års perspektiv ökar effekten till 60 koldioxidekvivalenter vilket medför att metangasemissionerna från deponier får ännu större påverkan på klimatet än vad som anges i klimatrapporeringar. Därför bör normer utfärdas över att det tillfälliga täcksikt som läggs på deponerat avfall ska vara så gynnsamt som möjligt för metanotroferna.

Tabell 9. Gasuttagssystemets effektivitet och andel oxiderad metangas vid åtta deponier

Anläggning	Gasuttagseffektivitet * (% av producerad metan)	Oxiderad metan ** (% av producerad metan)
Filborna/ Helsingborg	63	11
Högbytorp/ Upplands-Bro	48	10
Blåberget/ Sundsvall	73	15
Visby	55	38
Hagby/ Täby	48	39
Heljestorp/ Vänersborg	38	19
Härslövs Ängar/ Kristianstad	67	30
Falköping	52	-

Samuelsson et al (2005) *Erhölls från respektive avfallsanläggning

**Metanoxidationen är mätt m.h.a. kolisotopteknik

6 Slutsats

- Metangasproduktionen i Atleverkets deponi är antagligen underskattad då det troligen deponerats mer organiskt material på Atleverkets deponi än vad som är inräknat i modellen. Trots det antagandet har metangasproduktionen i Atleverkets deponi troligen redan nått sin kulmen och metangasproduktionen kommer därmed att sjunka framöver.
- Gasuttaget var fram till år 2007 cirka 30-40 volym-% av producerad metan. Ett möjligt framtida gasuttag om 20 år antas vara mellan 1-4 GWh. Tidpunkten då det inte längre är ekonomiskt lönsamt att ta ut gas varierar mellan 20 till 50 år framåt enligt beräkningarna i FOD-modellen.
- Emissioner av metangas till atmosfären innan gasutvinning infördes var 90 volym-% av den producerade metangasen. Mellan år 1992-2007 var emissionerna ungefär 60 volym-%. Även i framtiden antas emissioner vara runt 50-60 volym-%. Vid en sluttäckning kommer emissionerna troligen att minska betydligt.

Tillkännagivande

Examensarbetet utfördes under våren och hösten 2007 på Atleverket i Örebro kommun inom naturresursprogrammet på SLU. Jag vill rikta ett stort tack till dem som gjort det möjligt för mig att genomföra examensarbetet:

- Handledare Monica Östman och examinator Anna Mårtensson SLU för goda råd och konstruktiva kommentarer
- Handledarna på Atleverket, Michael Kempf och Karin Karlsson, för hjälpande kommentarer och stor uppmuntran när det som bäst behövdes
- Peter Johansson Örebro Universitet för hjälp med parametrarna till beräkningsmodellen
- Gunnar Börjesson SLU som gett synpunkter på beräkningsmodellen och det resultat jag fick fram
- Rolf Adolfsson SCB för hjälp med beräkningsmodellen
- Jan-Erik Meijer NSR för intressant studiebesök och hjälp med litteratursökning
- Alla på Atleverket som försett mig med fakta, svarat på frågor och även sett till att min tid på Atleverket blev både rolig och givande

Referenser

Skriftligt material

- Adolfsson, R. (2005). *Bilaga 1 till Slutrapport för STEM projekt nr P10856-4 "Metan från avfallsupplag i Sverige"*. SCB
- Alexandersson, H. & Eggertsson Karlström, C. (2001). *Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler- utgåva 2*. SMHI. Meteorologi Nr 99. ISSN 0283-7730
- Amundsen, C E. Linjordet, R. Henriksen, T. Østlie. (2006). *Metanoksidation i avfall brukt som toppdekke på deponier*. Bioforsk Jord og Miljø Ås. Bioforsk Rapport Vol. 1 Nr. 22
- Avfall Sverige. (2006) *Svensk Avfallshantering 2006*. Avfall Sverige
- Baird, C. (1995). *Environmental chemistry*. 2. ed. ISBN 0-7167-4877-0
- Bengtsson, L. Bendz, D. Hogland, W. Rosqvist, H. Åkesson, M. (1994). *Water balance for landfills of different age*. Journal of Hydrology 158: 203-217
- Bogner, J och Spokas, K. (1993). *Landfill CH₄: Rates, fates, and role in global carbon cycle*. Chemosphere. Vol 26 1-4: 369-386
- Börjesson, G. Danielsson Å, Svensson B H. (1999). *Methane fluxes from Swedish landfills*. Naturvårdsverket. AFR-kompendium 263. ISSN 1102-6944
- Börjesson, G. Samuelsson, J. Chanton, J. (2007). *Methane oxidation in Swedish Landfills Quantified with the Stable Carbon Isotope Technique in Combination with an Optical Method for Emitted Methane*. Environmental Science and Technology. Vol 41 19:6684-6690
- Hogland, W. (1996). *Inledning i Deponering*. Naturvårdsverket. AFR-kompendium 5. Red. Hogland, W. ISSN 1400-0210
- IPCC. (2000). *Good Practice Guidance 2000 and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IGES
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IGES. Japan
- Kempi, M. (2006). *Sluttäckningsförsök med flygkastabiliserat avloppsslam (FSA53) som tätskikt på Atleverkets deponi i Örebro*. Örebro Universitet
- Lagerkvist, A. (1997). *Samordnad deponigas. Forskning, utveckling, demonstration*. RVF. Rapport 97:7. ISSN: 1103-4092
- Lundgren, T. (1995). *Sluttäckning av avfallsupplag, Krav, material, utförande och kontroll*. Naturvårdsverket. Rapport 4474. ISSN 0282-7298
- Marques, M. (1996). *Avfallsdeponering- Sammanfattning av Sardinia'95*. Stiftelsen REFORSK. FoU 138. ISSN 0284-9968
- Miljödepartementet. (2001). *Förordning (2001:512) om deponering av avfall*. SFS 2001:512

- Naturvårdsverket. (2001). *Avfallsdeponiers påverkan på växthuseffekten, Metanemissioner, åtgärder och uppföljning*. Naturvårdsverket. 501-2832-01
- Naturvårdsverket. (2006a). *Avfall i Sverige 2004, Svenska MiljöEmissionsData (SMED) på uppdrag av Naturvårdsverket*. Naturvårdsverket. Rapport 5593. ISSN 0282-7298
- Naturvårdsverket. (2006b). *Sweden's National Inventory Report 2007*. Naturvårdsverket. ISSN 0282-7298
- NE. (1990). Fjärde bandet. ISBN 91-7024-620-3
- Persson, I. (1996). *Mikrobiologiska och kemiska processer i Deponering*. Naturvårdsverket. AFR-kompodium 5. Red. Hogland, W. ISSN 1400-0210
- RVF. (1996). *Deponigas, Teknik och produktion vid svenska anläggningar i dag*. RVF. Rapport 1996:7. ISSN 1103-4092
- RVF. (2001). *Avfallsanläggningar med deponering, Statistik 2000*. RVF. Rapport 01:11. ISSN 1103-4092
- RVF. (2004). *Teknik för mätning av metan från avfallsupplag i Sverige*. RVF Utveckling. Rapport 2004:05. ISSN 1103-4092
- RVF. (2005:01). *Utlakning från sluttäckning av avfallsupplag där aska, komposterat slam och schaktmassor utnyttjats i konstruktionen*. RVF Utveckling. Rapport 2005:01. ISSN 1403-8617
- RVF. (2005:05). *Miljökonsekvenser av ändrade deponeringsförhållanden*. RVF Utveckling. Rapport 2005:05. ISSN 1403-8617
- RVF. (2006). *Drift vid deponeringsanläggningar. Handbok. Återvinning, förbehandling och deponering*. RVF
- Samuelsson, J. Galle, B. Börjesson, G. (2005). *Slutrapport STEM projekt nr P10856-4, "Metan från avfallsupplag i Sverige"*. Energimyndigheten
- Tekniska förvaltningen Örebro. (2000). *Från avfall till energi, Biogasutvinning från avloppsverk och avfallsanläggningar*. Örebro
- Tekniska förvaltningen Örebro. (2002). *Atleverkets avfallsanläggning, Anpassningsplan enligt 38 ½ SFS 2001:512*. Tekniska förvaltningen
- Tekniska förvaltningen Örebro. (2006). *Risikanalys på Atleverket 2006*. Tekniska förvaltningen
- Tekniska förvaltningen Örebro. (2007). *Miljörapport för Atleverket 2006*. Tekniska förvaltningen
- WSP. (2006). *Laserscanning*

Östman, M. Wahlberg, O. Ågren, S. Mårtensson, A. (2006). *Metal and organic matter contents in a combined household and industrial landfill*. Waste management 26: 29-40

Elektroniska dokument

Naturvårdsverket. wwwA. *Gruv- och metallavfall*. [online](2007-05-09). Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Avfallsstatistik/Gruv--och-metallavfall/> [2007-01-19]

Avfall Sverige. wwwB. *Deponering*. [online](2007-07-30). Tillgänglig: http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=857&_locale=1 [2007]

Naturvårdsverket. wwwC. *Klimatpåverkande utsläpp*. [online](2007-08-28). Tillgänglig: <http://miljomal.nu/Pub/Indikator.php?MmID=1&InkID=Kli-6-NV&LocType=CC&LocID=SE> [2006-06-05]

Avfall Sverige. wwwD. *Ordlista*. [online](2007-03-22). Tillgänglig: http://www.rvf.se/m4n?oid=dictionary&_locale=1 [2007-03-22]

JTI. wwwE. *JTI utreder biogas åt Stockholm*. [online](2006-09-08). Tillgänglig: <http://www.jti.se/publikat/notiser06/biogas.htm> [2007-05-28]

DeponiGasTeknik. wwwF. *Deponi med gasuttag*. [online](2007-03-23). Tillgänglig: <http://deponigasteknik.se/index.htm> [2007-03-23]

Avfall Sverige. wwwG. *Biocellsreaktor deponering enligt Miljööverdomstolen*. [online](2007-03-23). Tillgänglig: http://www.rvf.se/m4n?oid=950&_locale=1 [2007-03-23]

Telge Återvinning. wwwH. *Biocell*. [online](2007-09-11). Tillgänglig: <http://www.gronapasen.se/asp/biocell.asp> [2007-09-11]

Tekniska förvaltningen. wwwI. *Atleverket*. [online](2007-03-22). Tillgänglig: <http://www.orebro.se/serviceochtjanster/miljoochnatur/avfallochatervinning/atleverket/merinformation/vagkartaatleverket.4.37c0d5e810d685ee730800015955.html> [2006-09-18]

Sveriges Byggindustrier. wwwJ. *Kemikalier på bygget*. [online](2007-08-21). Tillgänglig: <http://www.bygg.org/files/publikationer/Kemikalier.pdf> [2001]

Muntliga källor

Andersson, Jan. Avfallsinformatör Tekniska Förvaltningen Örebro. 019-21 14 84. Telefonsamtal 2007-05-09

Carlsson, Åke. Driftschef Tekniska Förvaltningen Örebro. 019-21 18 90. Personligt samtal 2007-05-23, 2007-09-14

Ek, Hans. IVL. 08-598 563 00. Telefonsamtal 2007-05-10

Eklund, Caroline. Projektledare Econova Energy AB. 011-36 81 22. Telefonsamtal 2007-04-27

Karlsson, Karin. Utredningsingenjör Tekniska förvaltningen Örebro. 019-21 17 53. Personligt samtal 2007-09-13

Kempi, Michael. Utredningsingenjör Tekniska förvaltningen Örebro. 019-21 18 11. Personligt samtal 2007-05-10

Lager, Kjell. Driftschef Telge Återvinning. 08-553 224 81. Telefonsamtal 2007-09-13

Meijer, Jan-Erik. Chef på Miljö och forskning Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR). 042-10 79 65. Personligt samtal 2007-04-04

Pettersson, Göran. Verkmästare Tekniska förvaltningen Örebro. 019-21 18 81. Personligt samtal 2007-05-08

Rönkvist, Jan. Utredningsingenjör Tekniska förvaltningen Örebro. 019-21 19 48. Personligt samtal 2007-05-10

Vukicevic, Sanita. Forskning och Miljö Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR). sanita.vukicevic@nsr.se 2007-05-04

Bilagor

Bilaga 1. Beräkningar för vattenbalansen

(Alla enheter är per år)

Tamms formel:

$$E = 221,5 + 29,0T$$

$$E = 221,5 + 29 \cdot 5,8 = 389,7 \text{ mm (Temp från Alexandersson et al, 2001)}$$

Vattenbalansen:

$$P + \Delta Q^{Grund} = E + \Delta Q^{Yt} + G^{bio} + \Delta M + L$$

$P = 625 \text{ mm}$ (Alexandersson et al, 2001)

ΔQ^{Grund} antas vara obefintlig på Atleverkets deponi

$\Delta Q^{Yt} = 92 \text{ liter}^*/\text{m}^2 \cdot 80\,000 \text{ m}^2$ (släntarea) = 6 640 000 liter = 6 640 m³ för hela deponislänten

ΔQ^{Yt} på toppen antas vara obefintlig

Ett ytavrinningsnitt för hela deponin = 6640 m³/220 000 = 30,2 liter/m²

$\Delta Q^{Yt} + L$ från deponin = 41 600 m³ (lakvattenprod, Miljörapport Atleverket 2006)

Lakvatten som har infiltrerat i deponin = 41 600 – 6 640 (ΔQ^{Yt}) = 34 960 m³ → 34 960/220 000 = 0,1589 m³ = 159 liter/m²

$G^{bio} = 0,25 \text{ liter}/\text{m}^3$ deponigas (Bengtsson et al, 1994)

Ett snitt på 3 500 000 m³ deponigas och en metanhalt på 50 % ger:

$$(0,25 \cdot 3\,500\,000 \cdot 0,50) / 220\,000 = 2 \text{ l/m}^2$$

$$\Delta M = 625(P) - 389,7(E) - 30,2 (\Delta Q^{Yt}) - 159 (L) - 2 (G^{bio}) = 44,1 \text{ liter/m}^2$$

*92 liter/m² hänvisas till sluttäckningsförsöket på Atleverkets deponi m.h.a. värden på nederbörd (625 mm), evapotranspiration (390 mm) och infiltrationsmängd (I) i lysimetern på 500 mm för 7 månader (Kempi, 2006). Lysimeterns effektiva area på 6 m² ger:

$$\text{Ytavrinning på slänten: } \Delta Q^{Yt} = P - E - (I / A \cdot t_{mät}) \cdot t_{tot} = 625 - 390 - \left(\frac{500}{6 \cdot 7}\right) \cdot 12 = 92 \text{ liter/m}^2$$

Bilaga 3. Beräkningar för gasuttaget

År 1992-1994

Uttaget låg i snitt på 225 Nm³/h år 1992-1996. Med ett snitt på 240 vanliga arbetsdagar och 125 helgdagar, då processen går lite under det maximala, ger det ekvationen: $(225 \cdot 24 \cdot 240) + (120 \cdot 24 \cdot 125) = 1656000 \text{ Nm}^3 / \text{år}$

Volyandel metan i deponigasen antas vara 0,5 i snitt för de åren och metangasens densitet är 0,7175 och vilket ger: $(1656000 \cdot 0,5 \cdot 0,7175) / 1000 = 594,09 \text{ ton metangas/år}$

En omvandling från Nm³ till kWh $\rightarrow 1656000 \cdot 4,6 = 7617600 \text{ kWh} = 7618 \text{ MWh}$

År 1995-2006

År	Gasuttag (MWh)	Mängd gas (Nm ³)	Omvandlingsfaktor MWh / Nm ³ · 1000 (kWh/Nm ³)	Omvandlingskvation Nm ³ · metanhalt · metangasens densitet/1000	Gasuttag (ton)
2006	14 892	3 462 163	4,3	$(3462163 \cdot 0,45 \cdot 0,7175) / 1000$	1118
2005	15 019	3 236 585	4,6	$(3236585 \cdot 0,47 \cdot 0,7175) / 1000$	1091
2004	17 817	3 940 288	4,5	$(3940288 \cdot 0,47 \cdot 0,7175) / 1000$	1329
2003	17 766	3 862 174*	-	$(3862174 \cdot 0,47 \cdot 0,7175) / 1000$	1302
2002	18 393	3 901 310	4,7	$(3901310 \cdot 0,47 \cdot 0,7175) / 1000$	1316
2001	17 874	3 711 317	4,8	$(3711317 \cdot 0,47 \cdot 0,7175) / 1000$	1252
2000	18 344	3 987 826**	-	$(3987826 \cdot 0,5 \cdot 0,7175) / 1000$	1431
1999	17 543	3 813 696**	-	$(3813696 \cdot 0,5 \cdot 0,7175) / 1000$	1368
1998	14 823	3 222 391**	-	$(3222391 \cdot 0,5 \cdot 0,7175) / 1000$	1156
1997	13 732	2 985 217**	-	$(2985217 \cdot 0,5 \cdot 0,7175) / 1000$	1071
1996	13 489	2 932 391**	-	$(2932391 \cdot 0,5 \cdot 0,7175) / 1000$	1052
1995	14 358	3 121 304**	-	$(3121304 \cdot 0,5 \cdot 0,7175) / 1000$	1120

* Gasmängdsmätare byttes under början av året vilket medfört att allt flöde inte blivit bokfört, värdet härrör istället från energivärdet och medeltalet för omvandlingsfaktor (4,6)

** Värdena härrör från energivärdet och medeltalet för omvandlingsfaktorn

År 2007

Debiterat gasuttag för januari-juni: 6 241 100 kWh och 1 250 538 Nm³, vilket ger: $(1250538 \cdot 0,47 \cdot 0,7175) / 1000 = 422 \text{ ton metangas/år}$

Debiterat gasuttag för juli-september: 1025464 kWh/månad och 221 500 Nm³/månad vilket ger:

$(221500 \cdot 0,47 \cdot 0,7175) / 1000 = 74,7$ ton metangas/månad. Metangasmängder från juli-december: 448 ton
Totalt gasuttag för år 2007: 870 ton/år, 12 394 MWh

Framtida gasuttag:

Troligt gasuttag år 2008:

$$200 \text{ Nm}^3/\text{h} = 200 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 4,6 = 8\,059\,200 \text{ kWh} = 8\,059 \text{ MWh (från Farmek)}$$

8 500 MWh (USÖ)

Vilket ger totalt 16 559 MWh

Möjliga framtidsuttag:

$$500 \text{ ton/år} = (500 \cdot 1000) / (0,48 \cdot 0,7175) = 1\,451\,800 \text{ Nm}^3/\text{år} = 1451800 \cdot 4,6 = 6678280 \text{ kWh} = 6\,678 \text{ MWh}$$

$$750 \text{ ton/år} = (750 \cdot 1000) / (0,48 \cdot 0,7175) = 2\,177\,700 \text{ Nm}^3/\text{år} = 2177700 \cdot 4,6 = 10017422 \text{ kWh} = 10\,017 \text{ MWh}$$

$$1000 \text{ ton/år} = (1000 \cdot 1000) / (0,48 \cdot 0,7175) = 2\,903\,600 \text{ Nm}^3/\text{år} = 2903600 \cdot 4,6 = 13356562 \text{ kWh} = 13\,357 \text{ MWh}$$

$$1250 \text{ ton/år} = (1250 \cdot 1000) / (0,48 \cdot 0,7175) = 3\,629\,500 \text{ Nm}^3/\text{år} = 3629500 \cdot 4,6 = 16695703 \text{ kWh} = 16\,695 \text{ MWh}$$

Gräns för lönsamhet:

Kostnader för gasdistribution:

$$\text{Medeleffekt på de två distributionsfläktarna} = (18,5+25)/2 = 22 \text{ kW}$$

$$\text{Driftstid på 1 år} = 8000 \text{ h}$$

$$\text{Elkostnad} = 1 \cdot 1,25 \text{ kr/kWh}$$

$$\text{Driftskostnad} = (22 \cdot 8000 \cdot 1,25) \text{ eller } (22 \cdot 8000 \cdot 1) = 220\,000 - 176\,000 \text{ kronor}$$

Utgifter för driftslön = 5000 kr, vilket är marginellt sett till driftskostnaderna

Då intäkterna för 1 MWh är drygt 300 kr krävs det en distribution på ungefär: $220\,000/300 = 730 \text{ MWh}$ för att det ska gå runt.

$$730 \text{ MWh motsvarar } (730 \cdot 1000 \cdot 0,7175 \cdot 0,48) / (4,6 \cdot 1000) = 55 \text{ ton/år}$$

För att få ekonomisk lönsamhet med inräknade kostnader för brunnborrning och oförutsedda utgifter kan ett uttag på 100 ton anses relevant för gränsen för lönsamhet, vilket motsvarar $(100 \cdot 1000) / (0,48 \cdot 0,7175) = 290\,360 \text{ Nm}^3/\text{år} = 290360 \cdot 4,6 = 1\,335\,656 \text{ kWh} = 1\,340 \text{ MWh}$