

Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier

- fallstudier av Filborna, Helsingborg och Albäck,
Trelleborg

Sofia Bergström och Anna Fråne

Examensarbete 2011
Institutionen för Teknik och samhälle
Miljö- och Energisystem
Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier

-fallstudier av Filborna, Helsingborg och Albäck, Trelleborg

Sofia Bergström och Anna Fråne

Examensarbete

Januari 2011

ISRN LUTFD2/TFEM--11/5048--SE + (1-124)

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	Januari 2011
	Författare
	Sofia Bergström Anna Fråne

Dokumenttitel och undertitel

Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier - fallstudier av Filborna, Helsingborg och Albäck, Trelleborg

Sammandrag

Deponigas bildas till följd av anaerob nedbrytning av biologiskt nedbrytbart material från avfall i deponier. I Sverige har utvinning av den energirika deponigasen hittills i huvudsak använts till värmeproduktion. En teknik som är på internationell frammarsch är uppgradering av deponigasen till fordonsgas. Nordvästra Skånes Renhållnings AB, NSR AB, planerar att uppgradera deponigas från sin deponi Filborna i Helsingborg. En sådan investering kräver att deponigasuttaget kan kvantifieras och säkerställas i framtiden, vilket detta examensarbete syftar till att utreda. Examensarbetets huvudsakliga målsättning är att uppskatta gaspotentialen i Filborna, 20 år framåt i tiden. Ett andra syfte är att uppskatta gaspotentialen i deponin Albäck i Trelleborg som ägs av Sydvästra Skånes Avfallsaktiebolag (SYSAV).

En metod för att uppskatta gaspotentialen i deponier är modellering av anaerob nedbrytning, vilket i examensarbetet gjordes i LandGEM. Modellering av åtta avfallsfraktioner: papper, trä, matavfall, trädgårdsavfall, blöjor, textil, AVR-slam samt gallerrens och sandfång, genomfördes för både Albäck och Filborna. De till modelleringen använda mängderna uppskattades utifrån en utredning över vilka avfallsmängder och avfallstyper som deponerats på respektive deponi. Därefter utreddes sammansättningen på det deponerade avfallet och avfallens potential till att bidra till deponigasproduktionen. I examensarbetet modellerades varje ovan nämnd avfallsfraktion enskilt för att ta hänsyn till nedbrytbarheten hos olika avfallsfraktioner. Fyra scenarion modellerades för varje avfallsfraktion, med syfte att spegla intervall på nedbrytningshastighet och innehåll av biologiskt nedbrytbart material. Till skillnad mot Albäck delades Filborna, på grund av sin storlek och komplexitet, upp i olika delområden vilka modellerades separat. Gasuttaget för respektive delområde samt för deponierna i sin helhet uppskattades och sattes i relation till den modellerade gasproduktionen.

Utifrån resultaten uppskattas över hälften av den totalt ackumulerade gasproduktionen, sett i ett tidsperspektiv från idrifttagande av respektive deponi fram till 2030, ha genererats, i både Filborna och Albäck. Modellresultaten indikerade, beroende på scenario, en kvarvarande gaspotential på 20-30 Mm³ för Albäck och 115-235 Mm³ för Filborna fram till 2030. Av Filbornas delområden hade "BC 200-500" högst kvarvarande gaspotential räknat i absoluta tal, följt av "Övriga deponiceller". Papper och trä visade sig, enligt modellresultaten för båda deponierna, vara de avfallsfraktioner som har bidragit mest till gasproduktionen under den bestämda tidsperioden. Hur stor del av den uppskattade gasproduktionen som kommer att kunna utvinnas, och för Filbornas del uppgraderas, beror bland annat på gasutvinningssystemen och hur den kommande sluttäckningen kommer att påverka deponigasproduktionen.

Nyckelord

Gaspotential, deponigasbildning, avfallsfraktion, biologiskt nedbrytbart material, halveringstid

Sidomfång	Språk	ISRN
124	Svenska Sammandrag på engelska	LUTFD2/TFEM--11/5048--SE + (1-124)

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	January 2011
	Authors
	Sofia Bergström Anna Fråne

Title and subtitle

Estimation of Gaspotential in Two Swedish Landfills - Case Studies of Filborna, Helsingborg and Albäck, Trelleborg

Abstract

Landfill gas formation is due to anaerobic degradation of biologically degradable material in waste. In Sweden, extracted landfill gas has mostly been used for heat production. A technique recently recognized is the upgrading of landfill gas into vehicle fuel. Nordvästra Skånes Renhållnings AB, NSR AB, is planning to upgrade landfill gas from their landfill Filborna in Helsingborg. Such an investment requires that landfill gas extraction is secured and quantified in the near future, which this Master thesis aims to investigate. The main purpose of the thesis is to investigate the gas potential of Filborna, 20 years ahead. A second purpose is to investigate the gas potential of the landfill Albäck in Trelleborg, owned by Sydvästra Skånes Avfallsaktiebolag (SYSAV).

A method of predicting the gas potential is by the use of models. In the thesis, eight waste fractions were modelled using LandGEM; paper, wood, food waste, garden- and park waste, napkins, textiles, sewage sludge and waste removed in grids in waste water treatment. The input data in form of tonnes of landfilled waste was estimated by an extensive study of the history of the two landfills, with focus on landfilled waste. Furthermore, the composition of the waste was determined as well as the contribution of each waste fraction to landfill gas formation. The eight waste fractions were modelled separately in order to take into account the variety in degradability of the different waste fractions. For each waste fraction, four scenarios were modelled. This was to illustrate the impact of degradability rate and content of DOC (degradable organic carbon) on gas formation. Contrary to Albäck, Filborna was divided into different parts, due to its size and complexity. Landfill gas extraction of each part and of the landfill in total was determined and put in relation to the modelled gas formation.

According to the results, more than half of the accumulated amount of total landfill gas formed from both Filborna and Albäck has already been produced, seen in a time perspective from the opening of each landfill to the year 2030. The remaining gas potential until 2030 would, according to the results, be 20-30 MNm³ for Albäck and 115-235 MNm³ for Filborna. Among Filborna's different parts, "BC 200-500" would have the highest remaining gas potential, in absolute values, accompanied by "Övriga deponiceller". According to the results, for both landfills, paper and wood would be the two waste fractions with the highest contribution to the total gas potential. How much of the landfill gas generated that can be extracted, and upgraded in the case of Filborna, is affected by the landfill gas extraction system and the potential impact of the final cover on landfill gas formation.

Keywords

Gas potential, landfill gas formation, waste fraction, biologically degradable material, half-life time

Number of pages	Language	ISRN
124	Swedish, English abstract	LUTFD2/TFEM--11/5048--SE + (1-124)

Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier

- fallstudier av Filborna, Helsingborg och Albäck, Trelleborg



Examensarbete av:
Sofia Bergström & Anna Fråne
Handledare: Håkan Rosqvist, Eva Leire
& Charlotte Retzner

2011-01-26
Institutionen för miljö- och energisystem
Avdelningen för teknik och samhälle
Lunds universitet

SUMMARY

Landfill gas formation is due to anaerobic degradation of biologically degradable material in waste. In Sweden, extracted landfill gas has mostly been used for heat production. A technique recently recognized is the upgrading of landfill gas into vehicle fuel. Nordvästra Skånes Renhållnings AB, NSR AB, is planning to upgrade landfill gas from their landfill Filborna in Helsingborg. Such an investment requires that landfill gas extraction is secured and quantified in the near future, which this Master thesis aims to investigate. The main purpose of the thesis is to investigate the gas potential of Filborna, 20 years ahead. A second purpose is to investigate the gas potential of the landfill Albäck in Trelleborg, owned by Sydvästra Skånes Avfallsaktiebolag (SYSAV).

A method of predicting the gas potential is by the use of models. In the thesis, eight waste fractions were modelled using LandGEM; paper, wood, food waste, garden- and park waste, napkins, textiles, sewage sludge and waste removed in grids in waste water treatment. The input data in form of tonnes of landfilled waste was estimated by an extensive study of the history of the two landfills, with focus on landfilled waste. Furthermore, the composition of the waste was determined as well as the contribution of each waste fraction to landfill gas formation. The eight waste fractions were modelled separately in order to take into account the variety in degradability of the different waste fractions. For each waste fraction, four scenarios were modelled. This was to illustrate the impact of degradability rate and content of DOC (degradable organic carbon) on gas formation. Contrary to Albäck, Filborna was divided into different parts, due to its size and complexity. Landfill gas extraction of each part and of the landfill in total was determined and put in relation to the modelled gas formation.

According to the results, more than half of the accumulated amount of total landfill gas formed from both Filborna and Albäck has already been produced, seen in a time perspective from the opening of each landfill to the year 2030. The remaining gas potential until 2030 would, according to the results, be 20-30 MNm³ for Albäck and 115-235 MNm³ for Filborna. Among Filborna's different parts, "BC 200-500" would have the highest remaining gas potential, in absolute values, accompanied by "Övriga deponiceller". According to the results, for both landfills, paper and wood would be the two waste fractions with the highest contribution to the total gas potential. How much of the landfill gas generated that can be extracted, and upgraded in the case of Filborna, is affected by the landfill gas extraction system and the potential impact of the final cover on landfill gas formation.

Key words: Gas potential, landfill gas formation, waste fraction, biologically degradable material, half-life time

SAMMANFATTNING

Deponigas bildas till följd av anaerob nedbrytning av biologiskt nedbrytbart material från avfall i deponier. I Sverige har utvinning av den energirika deponigasen hittills i huvudsak använts till värmeproduktion. En teknik som är på internationell frammarsch är uppgradering av deponigasen till fordonsgas. Nordvästra Skånes Renhållnings AB, NSR AB, planerar att uppgradera deponigas från sin deponi Filborna i Helsingborg. En sådan investering kräver att deponigasuttaget kan kvantifieras och säkerställas i framtiden, vilket detta examensarbete syftar till att utreda. Examensarbetets huvudsakliga målsättning är att uppskatta gaspotentialen i Filborna, 20 år framåt i tiden. Ett andra syfte är att uppskatta gaspotentialen i deponin Albäck i Trelleborg, som ägs av Sydvästra Skånes Avfallsaktiebolag (SYSAV).

En metod för att uppskatta gaspotentialen i deponier är modellering av anaerob nedbrytning, vilket i examensarbetet gjordes i LandGEM. Modellering av åtta avfallsfraktioner: papper, trä, matavfall, trädgårdsavfall, blöjor, textil, AVR-slam samt gallerrens och sandfång, genomfördes för både Albäck och Filborna. De till modelleringen använda mängderna uppskattades utifrån en utredning över vilka avfallsmängder och avfallstyper som deponerats på respektive deponi. Därefter utreddes sammansättningen på det deponerade avfallet och avfallets potential till att bidra till deponigasproduktionen. I examensarbetet modellerades varje ovan nämnd avfallsfraktion enskilt för att ta hänsyn till nedbrytbarheten hos olika avfallsfraktioner. Fyra scenarion modellerades för varje avfallsfraktion, med syfte att spegla intervall på nedbrytningshastighet och innehåll av biologiskt nedbrytbart material. Till skillnad mot Albäck delades Filborna, på grund av sin storlek och komplexitet, upp i olika delområden vilka modellerades separat. Gasuttaget för respektive delområde samt för deponierna i sin helhet uppskattades och sattes i relation till den modellerade gasproduktionen.

Utifrån resultaten uppskattas över hälften av den totalt ackumulerade gasproduktionen, sett i ett tidsperspektiv från idrifttagande av respektive deponi fram till 2030, ha genererats, i både Filborna och Albäck. Modellresultaten indikerade, beroende på scenario, en kvarvarande gaspotential på 20-30 Mm³ för Albäck och 115-235 Mm³ för Filborna fram till 2030. Av Filbornas delområden hade "BC 200-500" högst kvarvarande gaspotential räknat i absoluta tal, följt av "Övriga deponiceller". Papper och trä visade sig, enligt modellresultaten för båda deponierna, vara de avfallsfraktioner som har bidragit mest till gasproduktionen under den bestämda tidsperioden. Hur stor del av den uppskattade gasproduktionen som kommer att kunna utvinnas, och för Filbornas del uppgraderas, beror bland annat på gasutvinningsystemen och hur den kommande sluttäckningen kommer att påverka deponigasproduktionen.

Nyckelord: Gaspotential, deponigasbildning, avfallsfraktion, biologiskt nedbrytbart material, halveringstid

FÖRORD

Vi vill framförallt tacka vår huvudhandledare Håkan Rosqvist på Rosqvist Resurs för hans engagemang, tillgänglighet och goda idéer till examensarbetet. Ett stort tack vill vi också rikta till våra handledare Eva Leire och Charlotte Retzner på institutionen för miljö- och energisystem (IMES) på Lunds Tekniska Högskola för deras uppmuntran och konstruktiva kritik. IMES ska också ha tack för det fina välkommandet och de trevliga fikastunderna.

På NSR vill vi tacka Kjell Fredriksson för hans tålmod och guidade turer på Filborna. Kjells kunskaper om gasutvinningssystemet har varit oundgänglig information i examensarbetet, liksom Jan-Erik Meijers och Dag Lewis-Jonssons kunskaper om Filborna. Dessutom ska Magnus Lindsjö ha ett stort tack för all hjälp vi fått i sökandet efter information.

Vi vill vidare tacka Staffan Salö och Stig Edner på SYSAV Utveckling för deras trevliga mottagande och visat intresse för vårt arbete. Tack också till Bengt Håkansson på Albäck för utlåning av miljörapporter och alltid lika positiva bemötande.

Slutligen vill vi betona att vi verkligen har uppskattat samarbetet med NSR och SYSAV och hoppas att vårt examensarbete kommer er till nytta.

Sofia Bergström och Anna Fråne

Lund, 2011-01-26

FÖRKLARINGAR TILL ORD OCH BEGREPP

Avfall	Varje föremål, ämne eller substans som innehavaren gör sig av eller avser eller är skyldig att göra sig av med (15 kap 1 § miljöbalken)
Biologiskt nedbrytbart avfall	Avfall som kan brytas ned i syrefri miljö (anaerobt) eller i tillgång på syre (aerobt).
Brännbart avfall	Avfall som brinner utan energitillskott efter det att förbränningsprocessen startat (Avfallsförordningen 4§)
CBG	<i>Compressed Biogas</i> . "Komprimerad gas".
Deponi	Kontrollerat upplag för avfall som inte avses flyttas (Deponeringsförordningen 5 §)
Deponigas	Gas, mestadels bestående av metan och koldioxid, som bildas vid anaerob nedbrytning av biologiskt nedbrytbart avfall i en deponi.
DOC	<i>Degradable Organic Carbon</i> , andel nedbrytbart kol i avfall. DOC är en modellparameter i LandGEM.
DOC_f	Andel av det biologiskt nedbrytbara kolet som förutsätts brytas ned i deponin. DOC _f är en modellparameter i LandGEM.
Fermentation	Nedbrytning i anaerob miljö där organiskt material fungerar som elektronacceptor.
Grovavfall	Hushållsavfall som är så tungt eller skrymmande att det inte är lämpligt att samla in i säck eller kärl (se NFS 2004:4 4 §).
Halveringstid	Hastighetsmått som används i processer där hastigheten avtar i proportion till den kvarvarande mängden. Efter en halveringstid återstår 50 % av den ursprungliga mängden, efter två halveringstider 25 % etc.
Hushållsavfall	Med hushållsavfall avses avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet (MB 15 2 §). Med hushållsavfall avses avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet.
Inert avfall	Avfall som inte genomgår några väsentliga fysikaliska, kemiska eller biologiska förändringar (Deponiförordningen 3 §).
Kompaktor	Fordon som används för att minska avfallsvolym på en deponi genom packning eller sönderdelning.
LBG	<i>Liquid Biogas</i> . "Flytande biogas".

L₀	L ₀ , metangaspotentialen, är den totala mängd metangas som ett avfall kan ge upphov till under hela sin nedbrytningsprocess. L ₀ är en modellparameter i LandGEM uppbyggd av DOC, DOC _f , MCF och F.
MCF	Korrigeringsfaktor som tar hänsyn till tekniska aspekter kring skötseln av en deponi, som hur väl kompakterat avfallet är och hur effektivt gasuppsamlingsystemet är.
Nm³	Standardenhet för 1 m ³ gas vid trycket 1,01325 bar och temperaturen 0 °C.
Obligat anaeroba mikroorganismer	Mikroorganismer som inte överlever i närvaro av syre.
Organiskt avfall	Avfall som innehåller organiskt kol, exempelvis biologiskt avfall eller plastavfall (Avfallsförordningen 4§).
PE-rör	Rör gjorda av polyeten som ofta används i gasutvinningsystem.
TOC	<i>Total Organic Carbon</i> . Mätmetod för att mäta TOC enligt svensk standard är SS-EN 13137. Standardmetoden ger andel elementärt och organiskt kol och kan användas för avfall, slam och sediment.
TS	Torrsubstansen är det som återstår när ett materials innehåll av vatten har torkats bort.
VFA	Lågmolekylära flyktiga fettsyror såsom ättiksyra, propionsyra och smörsyra.
VS	<i>Volatile solids</i> anger organiskt innehåll i ett material och är torrsubstansen (TS) minus aska. VS anges ofta som procent av TS och kallas också för glödförlust.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 PROBLEMBESKRIVNING	1
1.2 SYFTE, FRÅGESTÄLLNINGAR OCH AVGRÄNSNINGAR	2
1.3 ÖVERGRIPANDE AVGRÄNSNINGAR	2
1.4 DISPOSITION.....	3
1.5 GENERELL METOD	3
2. BAKGRUND	5
2.1 DEPONERING I SVERIGE -EN TILLBAKABLICK	5
2.2 DEPONERING MINSKAR TILL FÖLJD AV STYRMEDEL.....	6
2.2.1 PRODUCENTANSVAR, DEPONISKATT OCH DEPONERINGSFÖRBUD.....	7
2.3 DEPONIGASTEKNIK	8
2.3.1 GASUTVINNINGSSYSTEM.....	9
2.3.2 DEPONIGASENS SAMMANSÄTTNING.....	10
2.3.3 RISKER MED DEPONIGAS.....	10
2.3.4 RENING OCH UPPGRADERING AV DEPONIGAS.....	10
3. TEORI	12
3.1 DEPONIER PUPBYGGNAD.....	12
3.1.1 BARRIÄRER	12
3.2 NEDBRYTNING	14
3.2.1 BEGREPPSFÖRKLARING.....	14
3.2.2 NEDBRYTNINGENS FUNKTION	15
3.2.3 NEDBRYTNING I EN DEPONI	16
3.2.4 METANOXIDATION I TÄCKSKIKT	20
3.3 MODELLERING AV ANAEROB NEDBRYTNING I DEPONIER.....	21
3.3.1 MODELLER I LITTERATUREN.....	23
3.3.2 PARAMETERVÄRDEN.....	27
4. FALLSTUDIER	29
4.1 DIREKT EXKLUDERADE AVFALLSSLAG OCH AVFALLSFRAKTIONER.....	29
4.2 ALBÄCK	30
4.2.1 HISTORIK.....	30
4.2.2 INFORMATIONSSÖKNING	33
4.2.3 UPPDELNING I AVFALLSSLAG.....	33
4.2.4 UPPSKATTNING AV DEPONERADE MÄNGDER.....	34
4.2.5 ÖVRIGA DEPONERADE AVFALLSSLAG.....	35
4.2.6 AVFALLETS SAMMANSÄTTNING	37
4.3 FILBORNA	39
4.3.1 HISTORIK.....	39
4.3.2 INFORMATIONSSÖKNING	44
4.3.3 UPPSKATTNING AV DEPONERADE MÄNGDER.....	44
4.3.4 ÖVRIGA DEPONERADE AVFALLSFRAKTIONER	46
4.3.5 AVFALLETS SAMMANSÄTTNING	49
4.3.6 UPPDELNING I DELOMRÅDEN	52
4.3.7 DELOMRÅDEN – DEPONERADE MÄNGDER OCH GASUTTAG	54
4.3.8 UPPSKATTAT GASUTTAG FÖR VARJE REGLERBRUNN	58
4.4 MODELLERING AV ALBÄCK OCH FILBORNA	59
4.4.1 VAL AV MODELL.....	60
4.4.2 ANTAGNA PARAMETERVÄRDEN.....	60

5.RESULTAT	64
5.1 ALBÄCK	64
5.1.1 DEPONERADE MÄNGDER	64
5.1.2 MODELLERAD GASPRODUKTION.....	64
5.1.3 MODELLERAD GASPRODUKTION I RELATION TILL GASUTTAG.....	68
5.2 FILBORNA	68
5.2.1 DEPONERADE MÄNGDER OCH MODELLERAD GASPRODUKTION	69
5.2.2 TOTAL GASPRODUKTION I RELATION TILL GASUTTAG	81
6. DISKUSSION	86
6.1 KVARVARANDE GASPOTENTIAL	86
6.2 BETYDELSEN AV VALDA MODELLPARAMETRAR	88
6.3 RESULTATENS RIMLIGHET	89
6.4 TRENDER OCH AVVIKELSER I RESULTATEN	91
6.5 UTVÄRDERING AV LANDGEM	92
6.6 OSÄKERHETER FÖRKNIPPADE MED STUDIEN	93
6.7 SLUTTÄCKNINGENS INVERKAN PÅ GASUTVINNING	94
7. SLUTSATSER	96
8. REFERENSER	97
BILAGA 1 - UPPSKATTADE MÄNGDER AV DEPONERADE AVFALLSSLAG	104
BILAGA 2 - DEPONERADE AVFALLSFRAKTIONER TILL GRUND FÖR MODELLERINGEN	106
BILAGA 3 - UPPSKATTAT GASUTTAG FÖR FILBORNAS DELOMRÅDEN	111

1. INLEDNING

Deponering har länge varit, och är än idag det vanligaste sättet för omhändertagande av avfall (UNEP, 2011). Deponering av avfall på kontrollerade deponier sågs till en början som en lösning på hälso- och miljöproblem relaterade till okontrollerad avfallsförbränning och dumpning av avfall i naturen. Samtidigt som många av hälso- och miljöproblemen åtgärdades genom åtgärden tillkom nya problem relaterade till bildandet av deponigas och lakvatten. (El-fadel et al., 1997) Förutom brand- och explosionsrisk, grundvatten- och luftföroreningar, luktproblem och skador på vegetation bidrar deponigas till den globala uppvärmningen genom sitt innehåll av metan (IEA, 2009). Metan är, på grund av sin förmåga att bättre absorbera värmestrålning, en 25 gånger starkare växthusgas än koldioxid (GWP_{100}) och står för ungefär en fjärdedel av de globala växthusgasutsläppen. (Naturvårdsverket, 2007) Drygt 60 % av de globala metanutsläppen tillskrivs antropogena källor, resterande mängd kommer från naturliga utsläpp från framförallt torvmossor och våtmarker. I Sverige svarar deponier för omkring 30 % av metanutsläppen och är den största antropogena källan till metanutsläpp efter jordbruket. (Bernes, 2007)

De åtgärder som idag används för att begränsa deponiers utsläpp av metan till atmosfären baseras framförallt på utvinningssystem som kan omhänderta den bildade deponigasen. Gasen kan användas till el- och värmeproduktion eller uppgraderas till fordonsgas. Det första gasutvinningssystemet togs i drift 1975 i USA. 2004 fanns globalt ungefär 1150 anläggningar för utvinning av deponigas i energisyrte, de flesta i Europa, men det största energiuttaget fanns i USA (Willumsen, 2004).

Uppgradering av deponigas till fordonsgas är ett användningsområde för deponigas på internationell framfarsch. Omkring 20 projekt för uppgradering av deponigas till fordonsgas pågår i världen (IEA, 2009), däribland ett projekt på initiativ av Nordvästra Skånes Renhållnings AB, NSR AB. NSR planerar att uppgradera deponigas från Filborna-deponin tillsammans med biogas från biogasanläggningen, till fordonsgas i form av flytande biogas (LBG). Deponigasen kommer att utvinnas från den avslutade Filborna-deponin i Helsingborg, en av Sveriges största deponier. Uppgraderingstekniken är utvecklad av Volvo Technology Transfers dotterbolag Terracastus Technologies. Uppgradering av deponigas till fordonsgas är av ekonomiskt intresse för NSR då lönsamheten från uppgradering av deponigas till LBG är större än från dagens gasförsäljning till el- och värmeproduktion. Förutom den ekonomiska vinningen ger investeringen en miljönytta genom att LBG kan ersätta fossila fordonbränslen. För att det ska vara ekonomiskt gynnsamt att investera i en uppgraderingsanläggning för deponigas krävs det att gasproduktionen från deponin kan säkerställas och kvantifieras en tid framöver. I examensarbetet har denna tidsaspekt bedömts vara 20 år fram i tiden.

1.1 PROBLEMBESKRIVNING

Nedbrytning av avfall är en komplex process, dels på grund av de olika biologiska processerna dels eftersom avfallet som deponerats ofta är av mycket heterogen karaktär. Detta gör uppskattningen av gasproduktionen i en deponi till en svår uppgift. För att kunna avgöra hur mycket metan som bildas i den anaeroba nedbrytningsfasen måste hänsyn tas till en mängd faktorer. Inledningsvis måste det finnas kännedom om när avfallet har deponerats samt om dess mängd och ursprung. Vidare är det avgörande att ha vetskap om de deponerade avfallsfraktionerna samt dess halt av biologiskt nedbrytbart material. Utifrån givna platsspecifika förutsättningar måste det sedan uppskattas hur stor del av det biologiskt nedbrytbara materialet som faktiskt bryts ner och med vilken hastighet detta sker.

Gasproduktionen från biologiskt nedbrytbart material avtar med tiden och måste, för att den framtida gasproduktionen ska kunna uppskattas, beskrivas med någon typ av modell. Beroende

på hur länge en deponi har varit i drift befinner sig avfallet i olika skeden av nedbrytningen, vilket en modell bör kunna beskriva. Olika typer av avfall ger upphov till olika mycket gas och med olika hastighet, vilket också måste kunna klargöras i den valda modellen. För att möjliggöra en uppskattning av den framtida gasproduktionen måste därför en kartläggning av vad för typ av avfall som deponeras och i vilka mängder utföras. Sammansättningen på avfallet har historiskt sett annorlunda ut beroende på variationer i konsumtions- och beteendemönster. Även avfallshanteringen, liksom klassningen av avfall, har förändrats med tiden på grund av ökade avfallsmängder, ny lagstiftning och ökad miljömedvetenhet. Det finns därtill ofta stor osäkerhet kring vad som har deponerats eftersom deponerade avfallsmängder under tidigare år inte är angivna med samma noggrannhet som idag.

1.2 SYFTE, FRÅGESTÄLLNINGAR OCH AVGRÄNSNINGAR

Examensarbetets huvudsyfte är att uppskatta den framtida gaspotentialen i Filborna-deponin för att säkerställa och kvantifiera tillförseln av deponigas till uppgraderingsanläggningen. Med framtida gaspotential åsyftas ett tidsperspektiv på omkring 20 år, det vill säga fram till och med år 2030.

Mot bakgrund av ett samarbete mellan NSR och SYSAV Utveckling, som involverar kunskapsutbyte inom deponigas, är en ytterligare målsättning med examensarbetet att uppskatta gaspotentialen i en av SYSAVs deponier, Albäck i Trelleborg. Trots att SYSAV inte planerar att anlägga en uppgraderingsanläggning för deponigas är det för SYSAV Utveckling värdefullt att ha vetskap om gasproduktionen i deponin. Examensarbetet kan därför betraktas som två fallstudier kring gaspotential i deponier.

För att uppfylla examensarbetets syften ställdes ett antal frågeställningar upp:

- Vilka mängder och vad för slags avfall har deponerats på Filborna respektive Albäck?
- Hur kan anaerob nedbrytning i deponier beskrivas och modelleras?
- I vilken utsträckning bidrar olika avfallsfraktioner till gasproduktionen?
- Hur kan Filborna delas upp i delområden för att underlätta uppskattningen av gaspotentialen?

1.3 ÖVERGRIPANDE AVGRÄNSNINGAR

Examensarbetet omfattar modellering av gaspotentialen i två deponier; Albäck i Trelleborg och Filborna i Helsingborg, som fortsättningsvis i rapporten benämns Albäck och Filborna. Gasproduktionen modelleras i fallet med Albäck från det år deponin togs i drift, och i fallet med Filborna från det år respektive delområde togs i drift.

Parametervärden och data baseras på litteraturuppgifter alternativt anläggningsspecifik data. Inga egna mätningar utförs. Det bortses från metanoxidation i täcksikt då oxidationen inte påverkar gasproduktionen. Uppskattning av metanoxidation är relevant i sammanhang då metanemissioner från deponier ska beräknas, vilket inte ingår i ramen för examensarbetet. I examensarbetet bortsågs från den reducering av gasproduktion som sker på grund av att en del av det biologiskt nedbrytbara materialet bryts ned aerobt.

Gaspotentialen i de båda studerade deponierna uppskattades med hjälp av en i examensarbetet vald modell för anaerob nedbrytning i deponier. Avfallsfraktioner som i sammanhanget ansågs innehålla en försumbar andel biologiskt nedbrytbart material exkluderades i modelleringen, då dessa inte ansågs bidra till gasproduktionen i nämnvärd grad. Även avfallsfraktioner som deponerats i relativt liten omfattning eller som inom ramen för studien inte ansågs rimliga att göra en vidare utredning på exkluderades i modelleringen. Likaså bortsågs från rena massor samt avfall som använts i konstruktion på deponin.

1.4 DISPOSITION

I efterföljande kapitel 1.5 presenteras den generella arbetsmetodiken som tillämpats i examensarbetet. I kapitel 2, bakgrundskapitlet introduceras deponering och deponigasteknik. Därefter följer ett teorikapitel, kapitel 3, som inledningsvis ger en beskrivning över deponiers uppbyggnad och sedan en ingående redogörelse för nedbrytningsprocesserna i en deponi. Metanoxidation i täcksikt, som inte vidare behandlas i examensarbetet, tas översiktligt upp i slutet av avsnittet som beskriver nedbrytning i en deponi. Avslutningsvis, i kapitel 3, behandlas hur anaerob nedbrytning i deponier kan beskrivas genom modellering samt den i examensarbetet genomförda litteraturstudien över tillgängliga modeller presenteras.

I kapitel 4 introduceras de två fallstudierna Albäck och Filborna. Inledningsvis presenteras en historik kring deponierna och en beskrivning av dess struktur. Därefter redovisas det tillvägagångssätt som använts vid framtagandet av data för modellering av gasproduktion. Med data åsyftas information om deponerade mängder och avfallsslag. Mycket tid har lagts på att leta fram data, vilket är anledningen till att fallstudierna har fått ett stort utrymme i rapporten. I kapitel 4 behandlas även modelleringen av gasproduktionen för Albäck och Filborna. Avsnittet inleds med en motivering till val av modell. En beskrivning av de avfallsslag som har inkluderats i modelleringen finns också under detta kapitel, liksom en motivering av de till modelleringen valda parametervärden samt i modelleringen inkluderade och exkluderade avfallsfraktioner. Då fallstudierna är omfattande finns, som nämnts ovan, en kortfattad generell arbetsmetodik, i kapitel 1.5 nedan, för läsaren som vill undvika en alltför tidskrävande djupdykning.

Efter fallstudierna följer kapitel 5, resultat, och slutligen kapitel 6, diskussion och kapitel 7, slutsatser. Bilaga 1-3 innehåller information om uppskattade mängder av deponerade avfallsslag (Bilaga 1), deponerade avfallsfraktioner (Bilaga 2) och uppskattat gasuttag för Filbornas delområde (Bilaga 3).

1.5 GENERELL METOD

Initialt i examensarbetet byggdes en generell förståelse för deponier; dess uppbyggnad, historia och de nedbrytningsprocesser som sker vid anaerob nedbrytning, upp. Samtidigt studerades olika modeller för uppskattning av gasproduktion från deponier. Därefter utreddes historiska fakta gällande deponerade avfallsmängder från driftstart till stängning, deponerade avfallstyper samt gasuttag baserat på tillgängliga uppgifter från exempelvis NSR, Helsingborg Stad, SYSAV, Trelleborgs kommun och Länsstyrelsen i Skåne. Bakgrundsmaterial inhämtades från litteratur och vetenskapliga artiklar. Data om gasuttag, deponerade mängder, avfallstyper och ursprung, exempelvis hushålls- eller industriavfall, hämtades från exempelvis miljörapporter och årsredovisningar. För de år dokumentation saknades gjordes antaganden angående deponerade avfallsmängder och typ baserat på befintlig information från närliggande år. Information hämtades och kompletterades också från muntliga källor och från olika typer av historiska dokument.

Hushållsavfallets sammansättning uppskattades för varje år baserat på en tidstypisk sammansättning hämtat från bland annat plockanalyser. Industriavfallets sammansättning är platsspecifikt och var därför svårare att uppskatta. Kunskap om industrier som finns och har funnits i området kan möjligtvis ge en indikation på vilken typ av avfall som hade deponerats och i vilka mängder. Uppgifter om metanhalt i deponigasen från deponierna var först planerade att hämtas från respektive anläggning, men då uppgifter om metanhalt endast fanns tillgängligt från en begränsad del av deponiernas drifttid antogs istället en metanhalt på 50 %.

När tillfredställande mängd data hade samlats in valdes den modell som ansågs mest lämplig för de två studerade deponierna. Ambitionen var att hitta ingående data för att i en modellering sedan kunna återspegla verkligheten så nära som möjligt. Detta syfte krävde en modell som klarade av att hantera detaljnivån av data, som att exempelvis kunna indela avfallet i flera fraktioner.

Den generella arbetsprocessen var att Albäck i huvudsak studerades först eftersom den är mindre i storlek och dessutom mindre komplex än Filborna. Genom en sådan arbetsgång kunde inhämtad kunskap och erfarenhet från arbetet med den mer lättöverskådliga Albäck appliceras på examensarbetets huvudsakliga objekt, Filborna.

2. BAKGRUND

I följande kapitel presenteras inledningsvis en historisk tillbakablick över utvecklingen av deponier med tonvikt på Sverige. Därefter ges en översikt över de styrmedel som syftat till att minska mängden avfall till deponering, såsom producentansvar, deponiskatt och deponeringsförbud. Avslutningsvis följer ett avsnitt om deponigasteknik med en beskrivning av gasutvinningsystem för deponigas, deponigasens sammansättning, risker med deponigas samt rening och uppgradering av deponigas.

2.1 DEPONERING I SVERIGE -EN TILLBAKABLICK

Människan har genererat avfall sedan urminnes tider, med deponering som vanligaste bortförskaffningsmetod. Industrialismen medförde ett trendskifte kring genereringen av avfall som innebar en tydlig trend med ökande avfallsmängder. Med en ökande befolkning blev avfallet snart en sanitär olägenhet och beskylld för att vara anledningen till spridningen av bland annat kolera i Sverige. Som ett försök att åtgärda de hygieniska problemen med avfallet infördes i Sverige på 1800-talet system för omhändertagande av avfall och senare samma århundrade blev det förbjudet att slänga sopor på gatorna. Åtgärderna innebar att de flesta svenska städerna hade någon form av avfallshantering redan på 1800-talet. (Österman, 2008) Avfallshanteringen på den här tiden syftade dock mestadels till insamling av avfall och inte på behandling av avfallet (RVF, 1997a).

I början av 1900-talet skedde separat insamling av gödsel, latrin och hushållsavfall som kunde användas till mat åt grisar. Latrin och gödsel torkades till ett pulver och användes inom jordbruket. Avfall som inte kom till nytta inom jordbruks- eller boskapsskötsel såldes oftast vidare eller återanvändes. Resterna som inte ingick i avfallshanteringen i mångt och mycket slutna kretslopp deponerades eller brändes mycket småskaligt. (Österman, 2008)

Med tiden blev hushållsavfallets innehåll mer komplext och fraktionerna mindre "rena". På 1930-talet gjorde bland annat ökad inblandning av metall att det inte gick att få lika bra avsättning för hushållsavfallet till jordbruksändamål som tidigare. Användningen av hushållsavfall som gödselmedel, till exempel, minskade under denna period på grund av minskande mängder latrin och lägre andel biologiskt nedbrytbart material i hushållsavfallet. Än var det inte aktuellt att använda avfall till uppvärmningsändamål eftersom fjärrvärmenät inte var tillräckligt utbyggt. Låga oljepriser gjorde dessutom att det inte fanns incitament för att behandla avfall genom förbränning. Ovan beskrivna faktorer var bidragande orsaker till att en större andel avfall deponerades. (Lagerkvist, 2003)

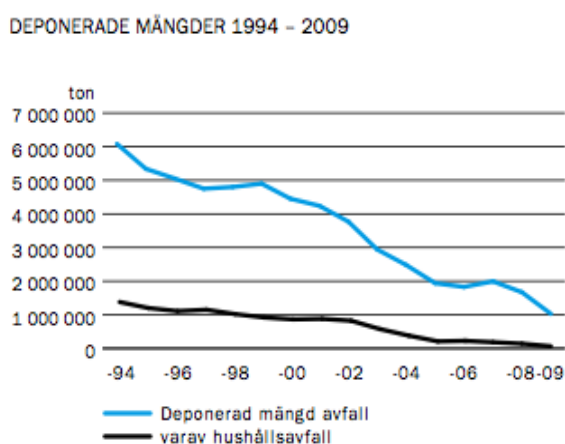
Även om avfallsmängderna ökade och fraktionerna blev mer heterogena producerades i Sverige relativt lite avfall fram till 1950-talet. Material återanvändes eller såldes fortfarande så långt det var möjligt; ett beteende som var speciellt tydligt efter andra världskrigets slut. (Österman, 2008) De sopor som trots allt uppkom hamnade på deponi. På 1960-1970-talet ökade den svenska levnads- och boendestandarden, vilket medförde att genererade avfallsmängder ökade, och således också avfallsmängderna till deponi. Det var inte enbart avfallsmängderna som ökade; engångsartiklar och användning av mer förpackningsmaterial såsom plast blev allt vanligare och hjälpte till att öka avfallsvolymer. Gamla bostäder revs för att göra plats för nya och bygg- och rivningsavfall ledde till ytterligare mängder avfall till deponering. Även farligt avfall från industrier följde en uppåtgående trend. (RVF, 1997a)

Från 1940-talet fram till slutet av 1960-talet var deponin den givna slutdestinationen för Sveriges avfall. Under den här perioden hade förbränning av avfall endast förekommit på små

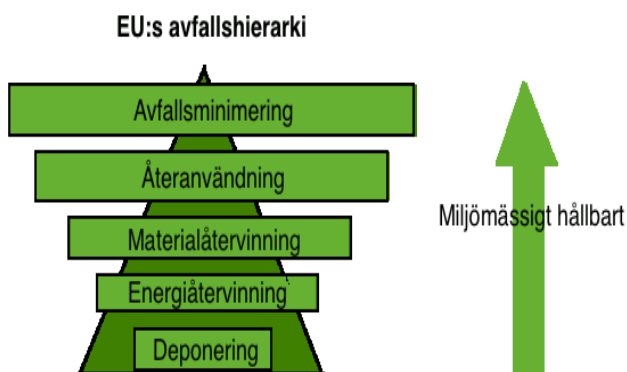
"kvartersanläggningar", vilket kom att ändras i slutet av 1960-talet då större regionala förbränningsanläggningar började byggas. Övergången till storskalig förbränning av avfall var ett resultat av att sopbergen började ses som ett allvarligt problem. Deponierna var överfulla och "kvittblivning" av avfall genom förbränning prioriterades. Miljölagstiftningens införande 1969 innebar dessutom ökade krav på deponiernas utformning och det blev svårare att hitta lämplig mark för deponering. (RVF, 1997a) Till följd minskade deponeringen och trenden skulle komma att fortsätta som resultat av en rad åtgärder, vilka behandlas i nästa avsnitt.

2.2 DEPONERING MINSKAR TILL FÖLJD AV STYRMEDEL

Deponering i Sverige har, som visas i Figur 1, minskat drastiskt under 1990- och 2000-talet. Från att det 1994 fanns över 300 deponier för kommunalt avfall hade antalet, vid utgången av 2010, reducerats till 90 stycken (Avfall Sverige Utveckling, 2010a). Orsakerna till nedgången utreds i följande kapitel tillsammans med en kort jämförelse med situationen i Europa. Viktiga hållpunkter som bidragit till att minska avfallsmängderna till deponering i Sverige finns sammanfattade i Figur 3.



Figur 1. Illustration över hur avfallsmängderna till deponering i Sverige har minskat under 1990- och 2000-talet (Avfall Sverige, 2010b).



Figur 2. Illustration av EU:s avfallshierarki (Nottinghamshire, 2010).

På 1980-talet befästes konceptet som senare kom att kallas EU:s avfallshierarki (RVF, 1997a). Ett första steg till "avfallstrappan" togs i Direktiv 75/442/EG, men utvecklades och förtydligades i direktivet från 2008 (Direktiv 2008/98/EG). Avfallshierarkin, enligt dagens definition, grundar sig på en prioritetsordning som baseras på att avfall i första hand ska minimeras, därefter återanvändas, i tredje hand materialåtervinnas, i fjärde hand energiåtervinnas och i sista hand deponeras. Detta för att försöka minska förbränning och deponering av avfall. (Direktiv 2008/98/EG) Avfallshierarkin illustreras i Figur 2.

EG-direktivet om deponering av avfall (Direktiv 1999/31/EG) infördes 1999 och skulle komma att bidra till deponier av en högre standard i Sverige och Europa. Direktivet skulle genomföras i medlemsstaterna senast 2001 och införlivades i svensk lagstiftning genom Förordning (2001:512) om deponering av avfall.

Förordningen, som kom att kallas deponeringsförordningen, syftade till att reducera deponiers negativa effekter på människors hälsa och på miljön. För verksamhetsutövare innebar deponeringsförordningen en anpassningsperiod där kraven i förordningen skulle vara uppfyllda innan utgången av 2008. Förordningen ställde strängare krav på bland annat deponiernas geologiska barriär,

bottentätning, sluttäckning och lakvattenuppsamling. (Förordning 2001:512 om deponering av avfall)

Till följd av de nya kraven i deponeringsförordningen fick nästan hälften, omkring 80 stycken, av de svenska deponierna som tar emot kommunalt avfall stängas då de inte kunde anpassas för att kraven skulle uppfyllas. De deponier som beräknas komma att behöva sluttäckas på grund av att de inte uppfyller kraven i deponiförordningen täcker en yta på ungefär 25 kvadratkilometer. (Avfall Sverige, 2010b)

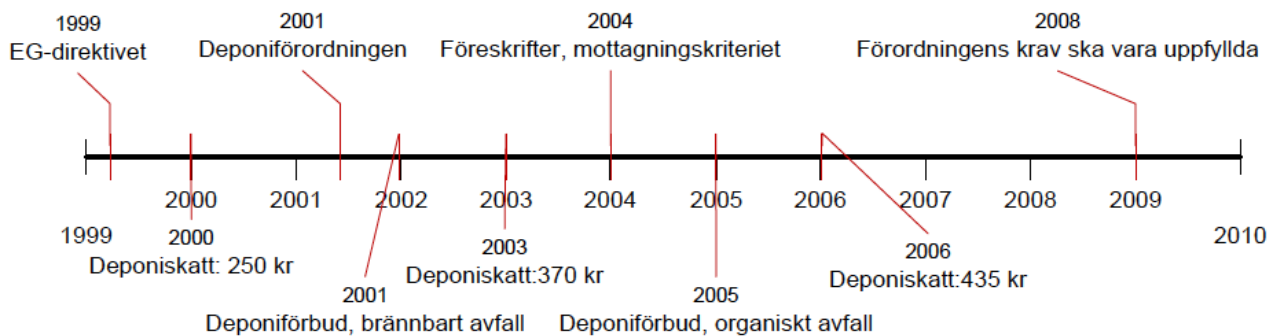
2.2.1 PRODUCENTANSVAR, DEPONISKATT OCH DEPONERINGSFÖRBUD

För att möjliggöra implementering av avfallshierarkin, det vill säga att prioritera andra avfallsbehandlingsmetoder före deponering, infördes ett antal andra åtgärder innan deponiförordningen trädde i kraft. Sveriges riksdag antog 1993 Proposition 1992/93:180 om riktlinjer för en kretsloppsanpassad samhällsutveckling, eller i dagligt tal kretsloppspropositionen. I propositionen ingick lagstiftning om producentansvar som bygger på att förorenaren betalar (polluter pays principle). Kretsloppspropositionen följdes av Förordning (1994:1235) om producentansvar för förpackningar, Förordning (1994:1205) om producentansvar för returpapper och Förordning (1994:1236) om producentansvar för däck i kraft.

Producentansvarsförordningarna följdes av deponiskatten som infördes år 2000. Från och med nu fick avfallslämnaren betala 250 kr/ton avfall till deponi. 2003 höjdes deponiskatten till 370 kr/ton, vilket resulterade i ytterligare minskning av avfallsmängder till deponering. Ännu en höjning av deponiskatten, till 435 kr/ton, skedde 2006. (Avfall Sverige, 2010b) 2002 infördes förbud mot att deponera utsorterat brännbart avfall vilket ytterligare gjorde att deponering minskade. Några år senare, 2005, infördes ytterligare ett förbud, förbud mot att deponera organiskt avfall. Förbuden mot utsorterat brännbart och organiskt avfall finns uttryckta i Förordning (2001:512) om deponering av avfall.

Det finns två generella undantag till förbuden. Det ena undantaget gäller avfall med homogen sammansättning med mindre än 10 viktsprocent TOC (Total Organic Carbon), och det andra rör heterogent avfall med mindre än 10 volymprocent brännbart avfall. Till de generella undantagen finns avfallsslag som trots förbuden får deponeras: bottenaska, flygaska och rökgasrenings slam med mindre än 18 viktprocent TOC räknat på torr vikt, komposterat avloppsslam, grönslutslam från återvinning av kokvätska samt animaliskt avfall som enligt Jordbruksverkets föreskrifter (2003:58) får deponeras. Förtydligande av reglerna kring förbuden finns angivet i Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2004:4 och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall.

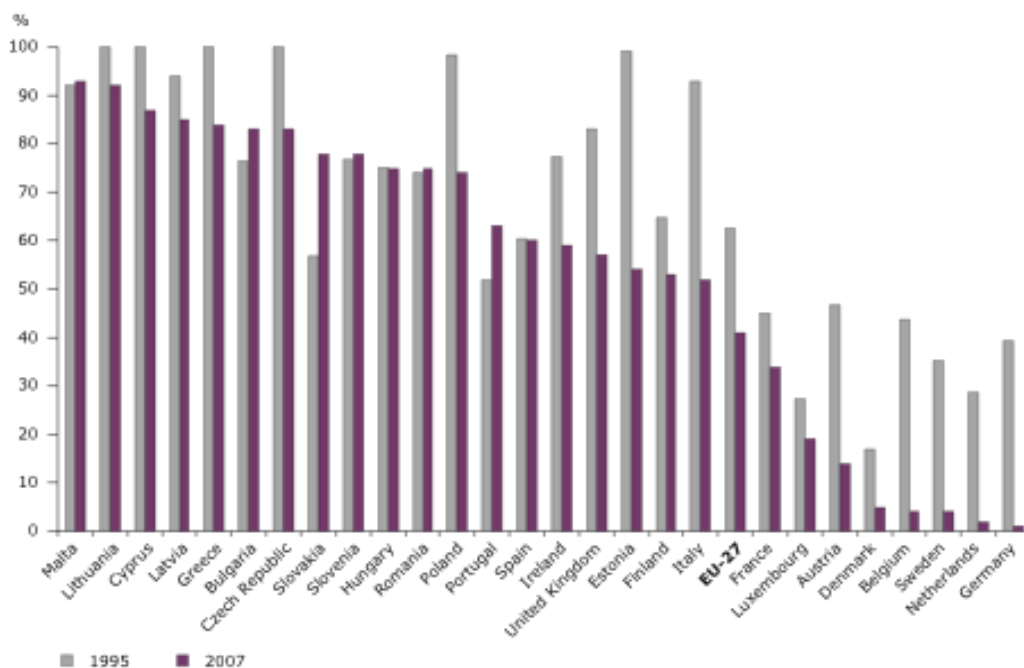
2005 infördes, inom miljö kvalitetsmålet *God bebyggd miljö*, delmålet om att avfallsmängder till deponering, exklusive gruvavfall, skulle minskas med 50 % i jämförelse med nivåerna 1994, som var det år då Avfall Sverige började föra statistik över deponerade mängder hushållsavfall. Delmålet uppnåddes enligt statistiken 2003. (Avfall Sverige, 2010b) I Figur 3 sammanfattas några av de viktiga hållpunkter som utgjort bidragande orsaker till att deponering som avfallsbehandlingsmetod i Sverige har minskat.



Figur 3. Viktiga hållpunkter som bidragit till en minskad deponering. (Naturvårdsverket, 2010a)

Jämförelse med Europa

Deponering har inte bara minskat i Sverige utan också i Europa. Vid en jämförelse med andra europeiska länder har minskningen dock inte varit lika markant. I Figur 4 visas procentandelen av uppkommet hushållsavfall som deponerades i respektive europeiskt land (EU-27) under 1995 och 2007. År 1995 kan representera deponeringssituationen i nutid innan EG-direktivet om deponering av avfall infördes. Figuren åskådliggör att andelen deponerat hushållsavfall, för majoriteten av europeiska länder, minskade mellan 1995 och 2007. Vidare syns att deponering i Sverige står för en mycket liten del av avfallsbehandlingen, detta även innan deponeringsförordningens införande. I Sverige är andelen hushållsavfall till deponering bland de lägsta i Europa och ligger långt under genomsnittet för EU-27.



Figur 4. Procentandel hushållsavfall som deponerades i EU-27, 1995 och 2007 (EEA, 2009).

2.3 DEPONIGASTEKNIK

Då utvinningssystem för deponigas började anläggas i Sverige på 1980-talet var det med syfte att utnyttja gasen till energi- och värmeproduktion samt för att förhindra lukt och minska risker i samband med bränder och explosioner. På senare tid, allteftersom medvetenheten om deponigasens klimatpåverkan ökade, ändrades till viss del syftet med utvinningssystem till att mer sträva mot att minska deponiers emissioner av koldioxid och metan till atmosfären. (RVF,

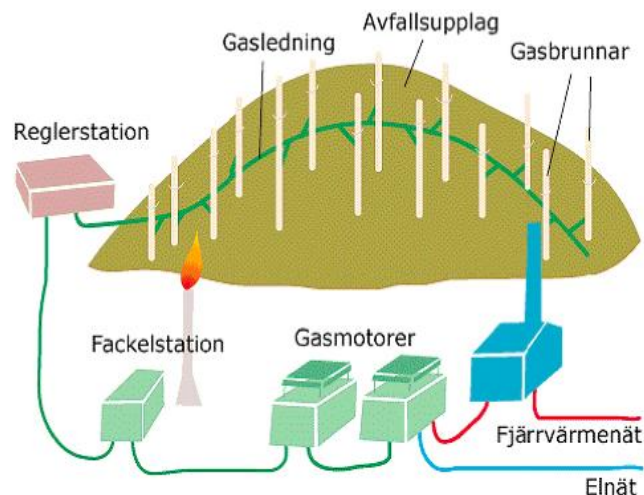
1996) Förordning (2001:512) om deponering av avfall anger krav på att alla deponier som tar emot biologiskt nedbrytbart avfall ska samla upp deponigasen. Utvinning av deponigas till energiproduktion eller uppgradering är dessutom ekonomiskt fördelaktigt (IEA, 2009).

2.3.1 GASUTVINNINGSSYSTEM

Att samla upp deponigas genom gasutvinningssystem har internationellt sett förekommit kommersiellt sedan 1970-talet. Den första fullskaleanläggningen för utvinning av deponigas togs i drift i USA. (Spokas et al., 2005) I Sverige togs den första gasutvinningsanläggningen i drift 1983 på SYSAVs deponi Spillepeng i Malmö följt av NSRs deponi Filborna i Helsingborg 1985. 1995 var antalet gasutvinningsanläggningar i Sverige omkring 60 stycken.

Utvinning av deponigas, som principiellt åskådliggörs i Figur 5, bygger på att en kompressor- eller fläktstation skapar ett undertryck i deponin och suger upp deponigasen. Då gasutvinningssystemen introducerades var vertikala gasbrunnar, så kallade borrar, den vanligast förekommande gasuttagsanordningen. Dessa installeras genom borrhål i avfallet efter att deponering ägt rum. På 1990-talet blev det allt vanligare att, i samband med deponering, placera ut horisontella dräner i avfallet. Dräner består liksom borrar av perforerade plastfilter. Efterhand som de horisontella dränerna upphör att fylla sin funktion byts dessa ofta ut och borrar placeras ut i avfallet istället. Gasutvinningssystemet behöver successivt bytas ut på grund av bland annat brott på ledningar genom sättningar av avfall eller på grund av vattenlås i gasledningar. Resultatet skulle annars bli sämre prestanda i gasutvinningssystemet eller att enskilda horisontella dräner eller borrar helt slutar fungera. Likaså kan en förhöjd grundvattennivå orsaka igensättningar av ledningar. (Persson B L, 1996)

De horisontella dränerna och uttagsledningarna från borrhölen leds till ett antal reglerhus eller reglerbrunnar där flödet från varje enskild uttagspunkt kan regleras och mätas. Reglerbrunnarna sammankopplas via en samlingsledning till fläkt- eller kompressorstationen där den inkommande gasen har en förhöjd temperatur, vanligtvis 25-35 °C, orsakad av de mikrobiologiska processerna i deponin. Gasen är dessutom ofta vattenmättad varför kondensvattnet, när gasens temperatur sjunker i ledningarna, måste avledas. Detta sker genom att ledningar alltid placeras med ett visst fall så att det bildade kondensvattnet rinner nedåt och kan avledas till uppsamlingspunkter. (Persson B L, 1996)



Figur 5. Principskiss för hur ett deponigasutvinningssystem kan vara utformat (Avfall Sverige Utveckling, 2010b).

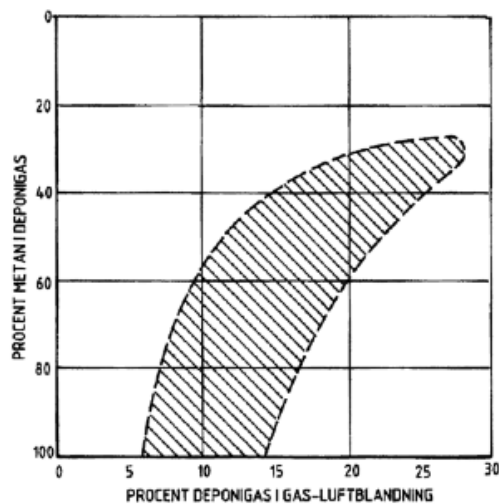
Från fläkt- eller kompressorstationen leds gasen vidare till en gasförbrukare bestående av en gaspanna, gasmotor eller gasturbin (Persson B L, 1996). I Sverige är det idag vanligast att gasen förbränns i en gaspanna som är kopplad till fjärrvärmenätet. Vid tillfällen då deponigasen inte kan användas för energiproduktion facklas den för att undvika utsläpp av metan till atmosfären. 1995 utvanns det 420 GWh energi från deponigas, varav drygt 90 % av den utvunna energin ur deponigasen var i form av värme och resterande i form av el. (RVF, 1996) Idag är motsvarande siffra 320 GWh från 47 anläggningar i drift. Fördelning mellan producerad el och värme är samma som för 1995 (Avfall Sverige, 2010a).

2.3.2 DEPONIGASENS SAMMANSÄTTNING

Deponigas består huvudsakligen av metan och koldioxid men innehåller även små mängder kväve, syre och väte. De tre sista komponenterna förekommer i deponigas som ett resultat av att det vid gasutvinning suggs in en viss mängd luft i deponin. Deponigas innehåller också en liten andel svavelväte, vilket är källan till den karakteristiska lukten som så ofta uppkommer i deponier. Gasens sammansättning kan variera beroende på vad för avfall som deponerats och hur väl nedbrytningsprocessen framskrider. Halterna av metan och koldioxid ligger dock normalt på 40-60% respektive 20-40%. Kvävehalten utgör normalt 5-20%, syrehalten 0-2% och vätehalten 0-2%. (RVF, 1995)

För att kunna få avsättning för gasen är det viktigt att metanhalten inte blir för låg, en önskvärd metanhalt ligger vanligtvis runt 50 %. Ett för högt flöde, eller sugtryck, i gasutvinningssystemet resulterar i en reducerad metanhalt. Detta har sin orsak i att ett för högt flöde gör att luft suggs in i deponin vilket ökar andelen av bland annat kväve i deponigasen. (Persson B L, 1996)

Deponigas är en färglös gas med en densitet av 1,25 kg/Nm³, vilket gör den mestadels lättare än luft (RVF, 1995). Metanhalten är avgörande för energiinnehållet i deponigasen då metan är den energirika komponenten i deponigas. Ren metan har ett energiinnehåll av ungefär 10 kWh/Nm³, vilket ger att deponigas med en metanhalt på exempelvis 50 % har ett energiinnehåll på omkring 5 kWh/Nm³ (Avfall Sverige, 2006).



Figur 6. Explosionsområdet för metan (Avfall Sverige Utveckling, 2010b).

2.3.3 RISKER MED DEPONIGAS

Det finns en del risker förenat med utvinning och användning av deponigas. En av dessa är att metan, vid inblandning av luft, kan vara explosivt. Explosionsområdet, som beror på metanhalten i deponigasen samt andelen metan i luften, framgår av Figur 6. Metan är dessutom mycket rörlig vilket gör att den riskerar att transporteras i mark eller via ledningar upp i byggnader där den kan få förödande konsekvenser om det uppstår en explosiv metan-luftblandning. (Avfall Sverige Utveckling, 2010b).

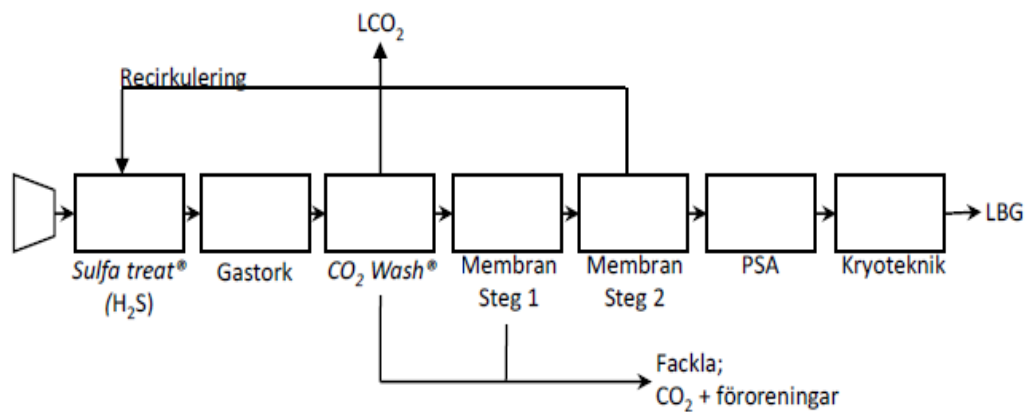
2.3.4 RENING OCH UPPGRADERING AV DEPONIGAS

Ett ytterligare användningsområde för deponigas, förutom användning i energi- och värmeproduktion, är att uppgradera gasen till fordonsbränsle. Den erhållna produkten vid uppgradering av deponigas kan vara antingen gasformig, Compressed Biogas (CBG), eller i flytande form, Liquid Biogas (LBG). (Benjaminsson et al., 2010)

För att kunna nyttja deponigasen som fordonsbränsle krävs ett högre energiinnehåll i gasen. För att öka deponigasens energiinnehåll separeras koldioxid och kväve från gasen i en uppgraderingsprocess. Deponigas innehåller betydande mängder kväve samt fler och ofta högre halter av organiska kiselföreningar (siloxaner) och halogenerade kolväten än rötgas från en biogasanläggning. Detta gör att deponigas kräver mer rening och fler separationssteg för att kunna användas som fordonsbränsle. Tekniker som används vid rening av deponigas är bland annat regenerativ adsorption på ett dedikerat adsorptionsmaterial. Tekniker som används vid

koldioxidavskiljningen är PSA (pressure swing adsorption), vattenskrubber eller membranteknik. Vid kväveavskiljningen används PSA- eller destillationsteknik (kryoteknik). Kryoteknik är en teknik under utveckling, som förväntas finnas på marknaden inom något år. (Benjaminsson et al., 2010)

NSRs planerade uppgraderingsanläggning kommer att uppföras i samarbete med Volvo Technology Transfers dotterbolag Terracastus Technologies, som erbjuder en uppgraderingsteknik för deponigas till LBG (NSR, 2010d). Tekniken är utvecklad av Acrion Technologies och utnyttjar en destillationsprocess, CO₂ Wash®, för att rena gasen från föroreningar och bortföra koldioxid från gasen. Ytterligare koldioxidavskiljning sker med membranteknik. Kväveavskiljningen sker med hjälp av kryoteknik, som utnyttjar skillnad i kokpunkt mellan kväve och metan för avskiljandet av kväve från deponigasen. Tekniken för kväveavskiljning tillhandahålls av extern leverantör och bygger på antingen destillering eller kondensering. (Benjaminsson et al., 2010) Uppgraderingsprocessen visas i ett flödesschema i Figur 7.



Figur 7. Flödesschema som visar principen för uppgraderingstekniken som erbjuds av Terracastus Technologies för uppgradering av deponigas till LBG (Benjaminsson et al., 2010).

3. TEORI

Detta kapitel behandlar deponiers uppbyggnad, nedbrytningsprocesser samt modeller för att beskriva anaerob nedbrytning i deponier. Inledningsvis beskrivs deponiers uppbyggnad och krav på barriärer. Därefter följer en genomgång av vad nedbrytning av biologiskt nedbrytbart material innebär, främst med fokus på anaerob nedbrytning. I nedbrytningsavsnittet behandlas också deponins olika nedbrytningsfaser samt metanoxidation. Avslutningsvis redogörs för hur anaerob nedbrytning kan beskrivas med hjälp av modeller, vilka modeller som finns tillgängliga samt hur dessa modeller är uppbyggda.

3.1 DEPONIERS UPPBYGGNAD

Rådets direktiv 1999/31/EG om deponering av avfall anger vilka tillstånd som måste beviljas för att en deponi ska få vara i drift. En tillståndsansökan ska bland annat innehålla information om följande: kapaciteten för deponin, vilka avfallsslag och de totala avfallsmängder som ska deponeras, en plan för drift, övervakning och kontroll samt en avslutnings- och efterbehandlingsplan. I direktivet anges att varje deponi ska hänföras till en av följande tre klasser:

Klass 1: Deponi för farligt avfall

Klass 2: Deponi för icke-farligt avfall

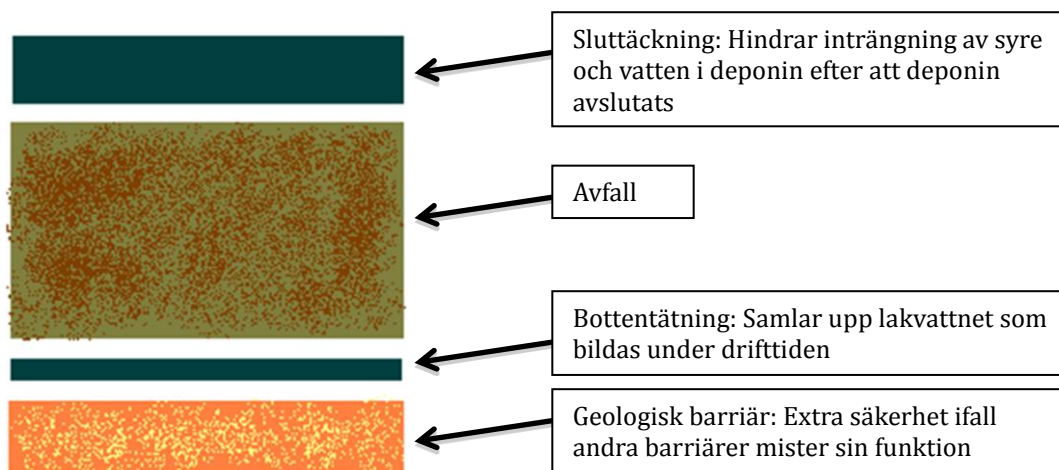
Klass 3: Deponi för inert avfall.

Etappindelning

En deponi indelas med fördel i etapper för att hålla använd deponiyta så liten som möjligt, dels av ekonomiska skäl och dels för att minimera lakvattenbildning. Inom varje etapp kan avfallet deponeras i olika celler beroende på avfallets karaktär. Avfallet deponeras i cellerna i en bestämd pallhöjd om 2-2,5 meter inklusive täckmaterial. Tjockleken på avfallsskikten bör vara högst 30-35 cm, och avfallet packas med hjälp av en kompaktor. Vid kompaktering krossas och sönderdelas avfallet med syfte att minska risken för bränder och framtida sättningar i deponin samt minska avfallsvolymen. Cellerna i deponin ska omgärdas av vallar, och nya vallar ska byggas allteftersom pallen byggs på. (Avfall Sverige, 2006)

3.1.1 BARRIÄRER

I EG-direktivet 1999/31/EG om deponering av avfall anges hur en deponi ska vara utformad för att motsvara de uppställda skyddskraven. En deponi ska inneslutas av olika barriärer, vilka beskrivs i nedanstående stycken och illustreras översiktligt i Figur 8. Underst ska finnas en geologisk barriär, som ska skydda omgivande miljö mot föroreningar som följer med lakvattnet. Mellan den geologiska barriären och avfallet ska finnas en bottentätning med uppgift att samla upp lakvatten som bildas under tiden deponin är i drift. Ovanför avfallet ska en sluttäckning anläggas, vilken syftar till att ge ett långsiktigt skydd mot inträngande vatten samt minska gasläckage till atmosfären. Sluttäckningen består av olika skikt, och har till uppgift att hindra vatten och syre att nå avfallet. (Avfall Sverige, 2006)



Figur 8. Översiktlig illustration över de barriärer som ska innesluta en deponi, samt deras funktion.
(Fritt efter Avfall Sverige, 2006)

Geologisk barriär

Den geologiska barriären ska fungera som en extra säkerhet för att förhindra lakvatteninfiltrering från deponin till omgivande miljö, både under och efter driftfasen. Kraven på den geologiska barriären är större än för andra skikt, med en funktion som ska hålla i hundra till tusentals år. (Avfall Sverige, 2006) Funktionskravet på en geologisk barriär är att det ska ta minst 50 år för lakvatten att infiltrera barriären för deponier av klass 2 och minst 200 år för deponier av klass 1. Den geologiska barriären ska ha en mäktighet av minst 1 m för en klass 2-deponi och minst 5 m för en klass 1-deponi. (Förordning 2001:512)

Den geologiska barriären kan vara naturlig, men då naturliga förutsättningar för en geologisk barriär som uppfyller de uppställda kraven är svåra att hitta anläggs ofta en konstgjord barriär (Avfall Sverige, 2006). Denna måste ha en mäktighet av minst 0,5 m och i övrigt uppfylla kraven som ställs på naturliga geologiska barriärer (Förordning 2001:512). Lämpliga material att använda vid konstruktion är en blandning av bentonit och ballastmaterial (Avfall Sverige, 2006).

Bottentätning

Bottentätningen har till uppgift att samla upp de lakvattenmängder som bildas under den tid deponin är i drift. Bottentätningen ska bestå av ett dränerande materialskikt samt ett uppsamlingssystem för lakvatten. (Förordning 2001:512) Bottentätningens funktion är dimensionerad att hålla under deponins hela driftfas, men kan med fördel dimensioneras för en längre tid (Avfall Sverige, 2006). Funktionskraven som en bottentätning måste uppfylla är att det inte får släppa igenom mer än 50 liter lakvatten per kvadratmeter och år för en klass 2-deponi och inte mer än 5 liter per kvadratmeter och år för en klass 1-deponi (Förordning 2001:512). Bottentätningen konstrueras av täta material som till exempel plast, gummi, bentonitmattor eller naturliga leror (Avfall Sverige, 2006).

Sluttäckning

De svenska deponier som fortfarande är i drift men inte uppfyller gällande funktionskrav i Förordning (2001:512) om deponering av avfall kommer att sluttäckas enligt kraven i deponeringsförordningen. Förordningen anger följande konstruktionskrav för sluttäckningen: lakvattenmängden som passerar täckningen får inte överstiga 50 liter per kvadratmeter och år för deponier av klass 2 och 5 liter per kvadratmeter och år för deponier av klass 1. Först när sluttäckningen inspekterats och godkänts av tillsynsmyndigheten anses deponin regelrätt avslutad. (Förordning 2001:512)

Sluttäckningen syftar till att hindra syre och vatten från att nå avfallet. Genom att hindra syre från att nå avfallet bibehålls en anaerob miljö i deponin vilket minskar risken för läckage av metaller via lakvattnet, då metaller binds hårdare till avfallet i en anaerob miljö. Sluttäckningen utgörs av flera lager: överst ett skyddsskikt, därefter ett dräneringsskikt, tätskikt, gasdräneringsskikt och underst ett utjämningskikt. (Avfall Sverige, 2006)

Skyddsskiktet ska skydda underliggande tätskikt mot mekanisk påverkan såsom frost, uttorkning, erosion och rotpenetration. Som konstruktionsmaterial används rena schaktmassor, morän eller annat lämpligt material. Inblandning av slam i konstruktionen är att rekommendera då det höjer fukthalten och är till fördel för växtetableringen ovanpå skiktet. Skyddsskiktet ska enligt EG-direktiv vara minst 1 m tjockt. Tjockleken bör för svenska deponier ses som ett absolut minimum på grund av frostrisken. (Avfall Sverige, 2006)

Under skyddsskiktet finns ett dräneringsskikt som ska avleda nederbörd så att detta inte ansamlas ovanför tätskiktet och bildar ett vattentryck på denna. (Avfall Sverige, 2006)

Tätskiktet ska förhindra att vatten och syre når avfallet, och ska kunna stå emot sättningar i avfallet. Funktionskraven som ställs på tätskiktet är samma som för botten tätningsskiktet, och tjockleken måste vara minst 0,3 m. Tätskiktet ska bibehålla sin funktion i hundratals år. Som konstruktionsmaterial i tätskiktet används ett geomembran eller mineraliska ämnen som exempelvis leror, bentonitmattor eller sand inblandad med bentonit. (Avfall Sverige, 2006)

Gasdräneringsskiktets funktion är att möjliggöra gasinsamling på lång sikt. Det understa lagret i tätskiktet, utjämningskiktet, syftar till att ge ett jämnt underlag för de överliggande skikten och att utjämna sättningar som uppstår i avfallet. Utjämningskiktet utgörs lämpligen av avfall som exempelvis slaggrus eller schaktmassor. (Avfall Sverige, 2006)

Efterbehandling

Efter att en deponi har avslutats enligt kraven i Förordning (2001:512) tar deponins efterbehandlingsfas vid. Verksamhetsutövaren är skyldig att i minst 30 år efter att deponin avslutats vidta åtgärder för underhåll, övervakning och kontroll inom ramarna över vad som behövs med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljö. (Förordning 2001:512)

3.2 NEDBRYTNING

3.2.1 BEGREPPSFÖRKLARING

Deponigas bildas genom nedbrytning av organiskt avfall i anaerob miljö (Bogner och Spokas, 1996). Om begreppet organiskt används utan större eftertanke är det lätt att koppla samman organiskt material med biologiskt nedbrytbart material vilket i vissa fall inte går att göra. I följande avsnitt utreds organiskt material som begrepp och exempel på olika sätt att definiera termen behandlas.

Inom kemin definieras organiska föreningar som föreningar innehållande kol. Gränsen mellan organiskt och oorganiskt är dock flytande; elementärt kol och föreningar såsom koldioxid och karbonater tillhör till exempel den oorganiska kemin. (Housecroft och Constable, 2005) I engelskan betyder ordet organiskt "något som bildats av eller från levande organismer" (Hornby, 2000). Den engelska definitionen stämmer överens med den svenska avfallsförordningen där organiskt avfall definieras som allt avfall innehållande organiskt kol (Avfallsförordning 2001:1063). Enligt denna definition innefattas till exempel trä- och matavfall, men även plast i termen organiskt avfall.

Begreppet organiskt avfall används frekvent i deponigassammanhang, men det kan lätt uppstå oklarheter då det som ofta åsyftas med begreppet är avfall som genererar gas. Syntetisk plast, en petroleumprodukt som härstammar från levande organismer och som enligt avfallsförordningen därför räknas som organiskt avfall, anses av många vara inert eller åtminstone vara mycket svårnedbrytbart i anaerob miljö. (Klif, 2005; Bingemer och Crutzen, 1987) Med inert menas att materialet inte genomgår väsentliga fysiska, kemiska eller biologiska förändringar (Förordning (2001:512) om deponering av avfall). Samma definition gäller för träkol och stenkol som för syntetisk plast; materialen antas vara inerta (Bjurström och Suér, 2006). Organiskt avfall kan även innehålla biologiskt nedbrytbara komponenter och beståndsdelar som inte är biologiskt nedbrytbara i anaerob miljö. Lignin, en typ av kolhydrat som trä till stor del utgörs av, bryts inte ned anaerobt. Cellulosa, en annan huvudsaklig beståndsdel i trä, bryts däremot ned anaerobt. (Bogner och Spokas, 1996; Grønvedt, 1998)

I examensarbetet kommer termen biologiskt nedbrytbart avfall och organiskt avfall att användas i enlighet med definitionerna i deponiförordningen respektive avfallsförordningen. Biologiskt nedbrytbart avfall, enligt deponiförordningen, är "allt avfall som kan brytas ned utan tillgång till syre, anaerobt, eller med tillgång till syre, aerobt (Förordning (2001:312) om deponering av avfall). Då organiskt material används behöver alltså inte nödvändigtvis avfallet i fråga vara biologiskt nedbrytbart. Avfallsfraktioner som helt eller delvis anses vara biologiskt nedbrytbara kommer i examensarbetet benämnas biologiskt nedbrytbart avfall. Biologiskt nedbrytbara beståndsdelar i avfall är exempelvis cellulosa, proteiner, fetter och polysackarider (socker) (Persson I, 1996). Hur stor del av olika avfallsfraktioner som anses vara biologiskt nedbrytbara kommer att utredas i senare kapitel.

3.2.2 NEDBRYTNINGENS FUNKTION

Nedbrytning innebär generellt att ett material bryts ner till enklare molekyler (Andreas et al., 2003). Nedbrytning av biologiskt material är en biokemisk process som utförs av mikroorganismer och kan ske både aerobt och anaerobt. I aerob miljö bildas, vid nedbrytning, slutprodukterna koldioxid och vatten medan processen i anaerob miljö leder till bildning av koldioxid och metan. (Björnsson et al., 2010) Om ett material bryts ner fullständigt innebär det att det nedbrutna materialet antingen mineraliseras, omvandlas från organiskt till oorganiskt (Alexander, 1994) eller inkorporeras i biomassa (Palmisano och Pettigrew, 1992).

Nedbrytning är mikroorganismernas sätt att få tag på energi och byggstenar som de behöver för att leva och fungera. Mer konkret behöver mikroorganismer tillgång till energikälla, elektronacceptor, byggstenar till ny biomassa samt näring och spårämnen. (Björnsson et al., 2010)

De två olika formerna av nedbrytning, anaerob eller aerob, innebär stor skillnad i energi- och koluttag för de mikroorganismer som utför nedbrytningen. Vid aerob nedbrytning blir omkring 60 % av energin i materialet tillgängligt för mikroorganismernas tillväxt och funktion och resterande 40 % försvinner som värme. Vid anaerob nedbrytning blir endast 5 % av energin i materialet tillgängligt för mikroorganismernas tillväxt och funktion och 5 % blir till värme. Resterande 90 % av energin i materialet återfinns i slutprodukten metan. (Björnsson et al., 2010)

Gällande kolkällan återfinns vid aerob nedbrytning hälften av det ursprungliga kolet i materialet som koldioxid och hälften som ny biomassa. Vid anaerob nedbrytning återfinns 95 % av det ursprungliga kolet i materialet i slutprodukterna koldioxid och metan och 5 % i ny biomassa. Detta betyder att mikroorganismerna som utför anaerob nedbrytning får ut förhållandevis lite energi och biomassa, vilket gör den anaeroba nedbrytningen till en långsam process samt gör mikroorganismerna som utför nedbrytningen sårbara och känsliga för förändring. (Björnsson et al., 2010)

Energikällan krävs för mikroorganismernas tillväxt och funktion och kan utgöras av organiskt eller oorganiskt material såsom koldioxid, nitrat eller sulfat beroende på typ av mikroorganism. Mikroorganismer tillgodogör sig energin genom oxidation, oavsett energikälla. (Björnsson et al., 2010) Oxidation resulterar i frigörande av elektroner, varför det krävs en elektronacceptor som tar upp elektronerna. Syre agerar som elektronacceptor vid aerob nedbrytning. I frånvaro av syre sker antingen fermentation eller anaerob respiration. Skillnaden mellan dessa två processer är att organiskt material används som elektronacceptor vid fermentation och oorganiskt material som elektronacceptor vid anaerob respiration. Mikroorganismer får ut olika mycket energi beroende på vilken elektronacceptor de använder. Syre ger mest, följt av nitrat, organiska föreningar, sulfat och koldioxid. (Persson I, 1996) De mikroorganismer som använder den elektronacceptor som finns tillgänglig i den specifika miljön kommer att dominera.

Kol är den viktigaste byggstenen för mikroorganismer och finns tillgänglig i olika former. En del mikroorganismer, autotroferna, använder koldioxid som kolkälla, medan andra, heterotroferna, använder reducerat organiskt material som kolkälla. (Björnsson et al., 2010) Förutom kol kräver mikroorganismer ytterligare nio ämnen för att kunna växa och utföra nedbrytning. Dessa är syre, väte, kväve, svavel, fosfor, kalium, kalcium, mangan och järn varav de första fem tillgodoses genom nedbrytning. Resterande fyra ämnen existerar inuti mikroorganismernas celler. Utöver de nio huvudämnena behöver mikroorganismer även små mängder av spårämnen som nickel, mangan, zink, kobolt och koppar. (Björnsson et al., 2010)

Faktorer som påverkar nedbrytningen

Förutom ovanstående kriterier måste vissa krav i mikroorganismernas omgivning vara uppfyllda för att anaerob nedbrytning ska ske. Faktorer såsom pH, temperatur, fukthalt och näringstillgänglighet, är väsentligt att ha kännedom om för att kunna bedöma om eller i vilken grad ett material bryts ned. De faktorer i miljön som brukar anses vara av störst betydelse för nedbrytningen är fukthalt och temperatur. (Björnsson et al., 2010) Fukthalten, som i stor utsträckning beror på täckmaterialets egenskaper och konstruktion, påverkar närings- och partikeltransporten i deponin (Andreas et al., 2003). Temperaturen har betydelse för lösligheten hos ämnen och för reaktionshastigheter vid nedbrytningsprocesser. De metanbildande mikroorganismerna, metanogenerna, är som mest verksamma vid ett temperaturintervall på 35-45 °C. (Åkesson, 1997)

Partikelstorlek och redoxpotential är andra faktorer av betydelse för nedbrytningen (Palmisano och Pettigrew, 1992). Redoxpotentialen kan påverka lösligheten hos ämnen samt pH i deponin och påverkas av bland annat gasutbytet med atmosfären. Generellt har också underhåll och skötsel av deponier stor betydelse för hur förutsättningarna för nedbrytning, och därmed metanbildning, ser ut i en specifik deponi. Exempel på det är deponidesign, kompakteringsgrad och huruvida lakvattenrecirkulation används eller inte. (Andreas et al., 2003; Micales och Skog, 1996)

3.2.3 NEDBRYTNING I EN DEPONI

Nedbrytningen i en deponi är en komplex process vilken innefattar flera faser under ett långt tidsperspektiv. I följande stycken kommer de olika nedbrytningsfaserna som en deponi genomgår att beskrivas samt vilka biologiska processer som sker inom respektive fas. Beskrivningen som följer är en mycket förenklad förklaring till vad som sker i en deponi. I verkligheten är fasgränserna flytande och många processer pågår parallellt.

Som nämnts är slutprodukten vid anaerob nedbrytning en gasblandning av mestadels koldioxid och metan som i deponigassammanhang kallas deponigas. Sammansättningen på gasen varierar beroende på vilken typ av avfall som bryts ner, och avgörs av medeloxidationsstalet för kolet hos det biologiskt nedbrytbara materialet som konverteras till metan och koldioxid. Koldioxid är mer

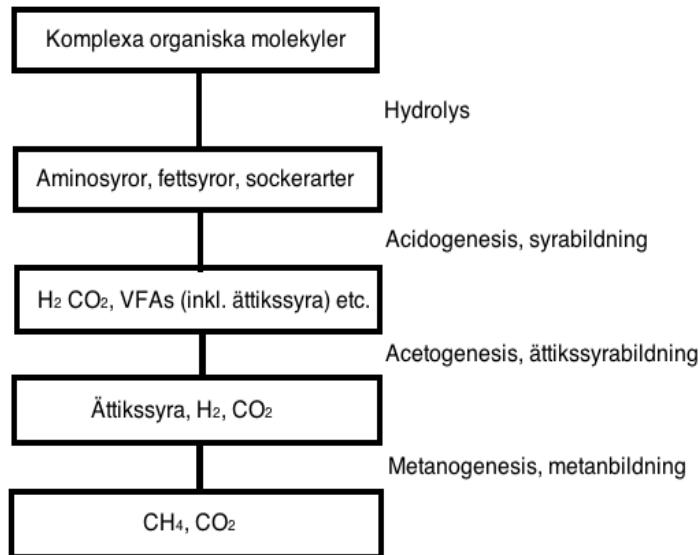
lösligt i vatten än metan och har därmed lättare för att transporteras ut med lakvatten. Detta kan påverka gassammansättningen och göra att metanhalten höjs något gentemot halten av koldioxid i deponigasen. Metanhalten i deponigas vid en stabil process är mellan 40-60 volymprocent. (Åkesson, 1997)

I en deponi sker inledningsvis aerob nedbrytning så länge det finns tillgång till syre i deponin. Den aeroba fasen kännetecknas av hög mikrobiologisk aktivitet där en del av det mest lättnedbrytbara materialet såsom fett och protein bryts ned (Persson I, 1996). Till följd av den aeroba nedbrytningen stiger koldioxidhalten i deponin samtidigt som det sker en temperaturökning med 10-15 °C (Grønvedt, 1998).

Hur länge den aeroba fasen varar beror på hur lätt syre diffunderar ned i deponin samt på hur mycket syre som redan finns tillgängligt i deponins och avfallets porer. Den aeroba fasen påverkas också av hur väl kompakterat avfallet är eller om det exempelvis har förbehandlats genom finfördelning. Förbehandling genom finfördelning ger upphov till en större mängd syre medan kompaktering har motsatt effekt. (Persson I, 1996) I förhållande till deponins senare faser utmärks den aeroba fasen som relativt kort. Enligt Grønvedt (1998) handlar det om storleksordningen år medan det enligt Oonk (2010) rör sig om några månader upp till ett år. I förhållande till den aeroba nedbrytningen pågår den anaeroba nedbrytningen under längre tid. Specifikt hur långt tidsperspektiv det rör sig beror bland annat på vad för avfall som deponerats samt förutsättningar för nedbrytning i en deponi (Persson I, 1996).

Efterhand som syret i deponin förbrukas inträder successivt den anaeroba fasen där anaerob nedbrytning äger rum. Anaerob nedbrytning kan delas in i tre steg; syrabildning (acidogenesis), ättiksyrabildning (acetogenesis) och metanbildning (methanogenesis). Dessa tre steg illustreras översiktligt i Figur 9. Till skillnad från den aeroba nedbrytningen sker anaerob nedbrytning med hjälp av olika typer av mikroorganismer som ofta har en syntrofisk relation, det vill säga de samarbetar och kan därför tillsammans bryta ner substrat som de på egen hand inte skulle klara av att bryta ner (Björnsson et al., 2010).

Inledningsvis, för att möjliggöra den anaeroba nedbrytningen, bryts komplexa organiska molekyler såsom kolhydrater, fetter och proteiner ned i de mindre beståndsdelarna sockermolekyler, fettsyror respektive aminosyror i en process som benämns hydrolys. Hydrolysen sker med hjälp av enzymer som utsöndras av fakultativa eller anaeroba mikroorganismer. En del avfallsfraktioner är lätthydrolyserade varpå de i en deponi fortare bryts ned till metan och koldioxid medan en del är så svåra för mikroorganismerna att hydrolysera att det tar mycket lång tid eller inte går alls. (RVF, 1997b)



Figur 9. Förenklad schematisk bild av anaerob nedbrytning (Fritt efter El-Fadel et al., 1997).

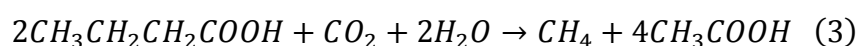
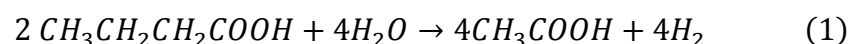
Syrabildning (acidogenesis)

Efter hydrolysen genomgår sockermolekyler, fettsyror och aminosyror det första steget i anaerob nedbrytning, den så kallade syrabildningen eller acidogenesis. Syrabildningen är en relativt snabb process varvid obligata fermenterare, fakultativa fermenterare eller anaeroba oxiderare bildar vätgas, koldioxid, alkoholer samt lågmolekylära flyktiga syror (Volatile Fatty Acids, VFAs) såsom ättikssyra, propionsyra och smörsyra. (RVF, 1997a) Eftersom metanogenerna är begränsade till några få substrat, däribland ättikssyra, koldioxid och vätgas, måste många av produkterna från syrabildningen genomgå ytterligare en process för att substraten ska kunna tillgodogöras av metanogenerna. Denna process benämns ättikssyrabildning eller acetogenesis, och beskrivs nedan. (Bingemer och Crutzen, 1987)

Ättikssyrabildning (acetogenesis)

Alla bildade syror och alkoholer, förutom ättikssyra, måste som nämnts ovan genomgå ytterligare ett delsteg, ättikssyrabildningen, för att substraten ska kunna tillgodogöras av metanogenerna. Vid ättikssyrabildningen konverteras syror och alkoholer från syrabildningen till ättikssyra, som står i jämvikt med acetat. Utöver ättikssyra bildas vid nedbrytningen koldioxid och vätgas. (Persson I, 1996)

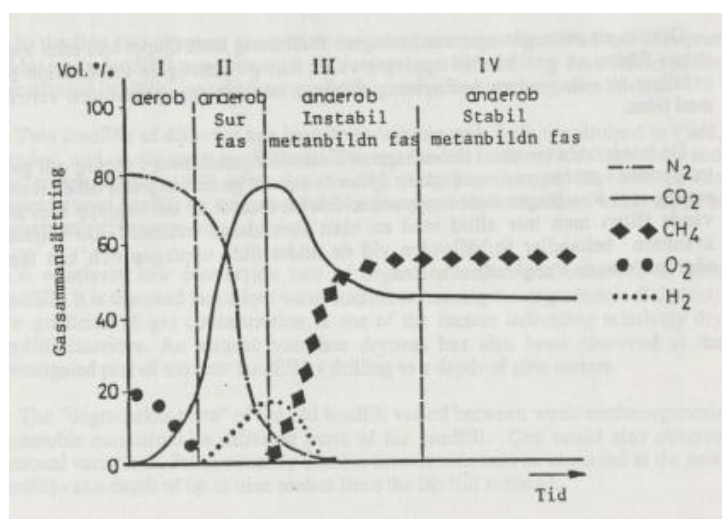
Gruppen av mikroorganismer som utför ättikssyrabildningen, acetogenerna, är känsliga för högt partialtryck av vätgas vilket gör dem beroende av vätekonsumerande metanogener genom ett syntrofiskt samarbete. Samarbetet kan beskrivas enligt reaktionerna nedan där reaktion 3 är en sammanslagning av reaktion 1 (ättikssyrabildningen) och av reaktion 2 (vätekonsumtion av metanogener). (Persson I, 1996)



Reaktionerna 1-3 ovan beskriver omvandlingen av butansyra till ättikssyra, utfört av acetogener, vilket sker samtidigt som vätekonsumerande metanogener tar hand om den bildade vätgasen. Om vätgasens partialtryck inte skulle hållas nere av de vätekonsumerande metanogenerna skulle inte ättikssyra, koldioxid och vätgas produceras i ättikssyrabildningen. Dessa föreningar är substrat åt metanogenerna som är verksamma i efterföljande delsteg i den anaeroba nedbrytningen, metanbildningen. (Persson I, 1996)

Metanbildning (metanogenesis)

Metanbildningen är den sista fasen i ledet av anaerob nedbrytning, och inleds först då det bildats väsentlig mängd ättikssyra, koldioxid och vätgas i deponin (Persson I, 1996). Metanbildningen utförs av metanogener, vilka får sin energi genom att omvandla väte, koldioxid eller ättikssyra till metan. I en deponi är ättikssyra det huvudsakliga substratet för metanogener: omkring 70 % av mängden producerad metan i en deponi uppskattas ha omvandlats från ättikssyra. (Åkesson, 1997) Innan metanbildningsfasen påbörjats kännetecknas pH-värdet i deponin som lågt på grund av den höga koncentrationen syror i deponin. Under metanbildningsfasen stabiliserar pH-värdet på omkring 6-8, vilket är ett optimalt pH-intervall för metanogener. Metanogenerna är mycket känsliga för pH-förändringar och är dessutom obligat anaeroba. Dessa faktorer gör att metanbildningen lätt kan upphöra eller rubbas, men kan vid förbättrade förhållanden återupptas igen. (Persson I, 1996).



Figur 10. Översiktlig illustration över de olika faserna i en deponi samt gassammansättningen under de olika faserna (Lagerkvist, 1987).

Efterhand som avfall bryts ned i deponin återstår tillslut endast avfall som är svårt att hydrolysera och därmed mycket svårnedbrytbart eller rent av omöjligt för mikroorganismerna att konvertera till deponigas. Hydrolysen är på sikt ofta det hastighetsbestämmande steget för anaerob nedbrytning av avfall i deponier och är därför avgörande för metanbildnings-hastigheten (Lagerkvist, 1987). Följden blir att deponigasbildningen minskar efterhand som andelen svårnedbrytbart avfall ökar. Till slut går hydrolysisprocessen så långsamt att syre diffunderar snabbare in i deponin än den tid det tar för

lättnedbrytbara substanser att frigöras från avfallet. Det som då sker är att miljön i deponin återgår till att bli aerob, och en andra aerob fas startar. (RVF, 1997b) Deponins olika faser samt gassammansättningen under de olika faserna visas översiktligt i Figur 10. Som syns i figuren stabiliserar sig metan- och koldioxidhalten i deponigasen under metanbildningsfasen.

Begränsande faktorer för anaerob nedbrytning

Det är viktigt att understryka att det är stor skillnad mellan de gasmängder av metan och koldioxid som kan bildas utifrån beräkningar av anaerob nedbrytning, och de faktiska mängder som bildas från nedbrytningen som sker i en deponi. Den teoretiskt möjliga mängden metan som kan bildas utav ett specifikt material kan beräknas kemiskt utifrån materialets sammansättning. Beräkning av den teoretiskt möjliga metanbildningen bygger på antagandet om att fullständig nedbrytning sker, det vill säga att allt biologiskt nedbrytbart material omvandlas till koldioxid och metan. Hela den beräknade teoretiskt möjliga metanmängden kommer dock aldrig att bildas, vilket beror på flertalet faktorer, de viktigaste beskrivna nedan. (Grønvedt, 1998)

En faktor är att en viss del av energin i metanmolekylen tillgodogörs av mikroorganismerna vid omvandlingen, en annan är att en viss del av det biologiskt nedbrytbara materialet inte är tillgängligt för nedbrytning av mikroorganismerna på grund av att det förekommer bundet till partiklar (Grønvedt, 1998) eller inkapslas i lignin. Det sistnämnda, inkapsling av det nedbrytbara materialet i lignin, har visat sig ofta på lång sikt vara den viktigaste begränsande faktorn för nedbrytningen i en deponi. (Lagerkvist, 1987) En tredje faktor som begränsar metanbildningen i en deponi är att avfall på olika platser i deponin bryts ned i varierande utsträckning på grund av deponins heterogena struktur, vilket bland annat påverkar nederbördsfördelningen i deponin och gör att torra zoner kan uppstå. En del biologiskt material avgår också med lakvattnet som COD och kan därför inte bli föremål för deponigasbildning (Junestedt et al., 2009). Ytterligare faktorer som påverkar metanbildningen i en deponi är vilken typ av täckskikt som används och kompakteringsgrad. En låg kompakteringsgrad gynnar syreinförsl och kan således hämma metanbildningen. (Andreas et al., 2003)

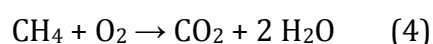
Det är inte bara i en deponi som det är omöjligt att uppnå den teoretiskt möjliga metanbildningen; även i labbförsök, utförda under ideala förhållanden, uppstår begränsningar som exempelvis kontakten mellan mikroorganismer och vatten, vilket gör att de i vattnet lösta näringsämnen inte är optimalt tillgängliga för mikroorganismerna. (NSR, 2010a)

Om och till vilken grad ett material bryts ned beror förutom ovan nämnda faktorer även på molvikten, molviktens fördelning i materialets molekyler och balansen mellan hydrofob och hydrofilt i molekylerna. Även bindningarna i den molekylära strukturen har betydelse. Polymerer med kol-syre- eller kol-kvävebindningar är i regel svårare för mikroorganismer att hydrolysera än polymerer med kol-kolbindningar. Aromatiska molekylstrukturer är också i allmänhet mer motståndskraftiga mot mikrobiologiska attacker än raka strukturer. Polymeren måste ha en sådan konfiguration att den passar i den aktiva zonen av det nedbrytningsenzym som bryter ner strukturen. Naturliga polymerer såsom cellulosa bryts generellt ned fullständigt både i aerob och i anaerob miljö. (Palmisano och Pettigrew, 1992) Cellulosa är den polymer som är vanligast förekommande på jorden (Palmisano och Pettigrew, 1992) och utgör den vanligaste beståndsdelen i det biologiskt nedbrytbara materialet i avfall (Eleazer et al., 1997).

Trä består till 30 % av lignin (Bingemer och Crutzen, 1987), vilket som tidigare nämnts generellt inte anses vara nedbrytbart i anaerob miljö. Cellulosa och hemicellulosa kan i en deponi finnas otillgängliga för mikroorganismer och därmed för nedbrytning då de ofta är inbäddade i lignin. Kolet i form av lignin och det kol som är inkapslat av lignin måste därför borträknas vid uppskattning av hur mycket metan som kan bildas ur ett visst avfallsslag. (Micales och Skog, 1996) Andra faktorer som minskar metanbildningen kan exempelvis vara om avfallet innehåller mycket lättnedbrytbart material som gör att VFAs ackumuleras och sänker pH vilket kan inhibera metanogenerna. Detta har sin förklaring i att hydrolysen och syrabildningen är snabba processer medan ättiksyrabildningen och metanbildningen är betydligt långsammare. Ackumuleringen av VFAs kan i värsta fall leda till att den anaeroba nedbrytningsprocessen i princip helt avstannar. (RVE, 1997b)

3.2.4 METANOXIDATION I TÄCKSKIKT

Metanoxidering är av betydelse vid beräkning av metanemissioner till atmosfären eftersom metan, som annars skulle avgå till atmosfären, oxideras. Metanoxidering är en process som sker i deponins ytskikt av så kallade metylotrofer, en typ av bakterier som utnyttjar metan som kol- och energikälla. (Naturvårdsverket, 1993) Metylotrofer får energi genom att oxidera metan till koldioxid och vatten i den process som benämns metanoxidering:



För att metanoxidering ska kunna ske krävs tillräckliga mängder av både metan och syre, vilket förklarar varför metanoxidering sker i ytskiktet på deponier, där syre finns närvarande. Kapaciteten hos metylotroferna att oxidera metan har beräknats till mellan 5 och 25 m³ CH₄/m² deponiyta och år. (Naturvårdsverket, 1993) Vanligtvis bedöms i litteraturen att 10 % av den bildade deponigasen genomgår metanoxidering, och detta är standardvärdet som används vid modellering av metanemissioner från deponier (Naturvårdsverket, 1993; Jacobs och Scharff, 2001).

Metanoxidation bestäms med hjälp av kolisotopteknik, som är en komplex mätning och vars resultat omfattas av en stor osäkerhet. Metanoxidationen är kraftigt styrd av temperaturen och uppvisar säsongsvisa variationer. Kraftigast metanoxidation har uppmätts sommartid på avslutade deponier och lägst metanoxidation har uppmätts vintertid på aktiva deponier. Bäst uppskattning av gasproduktionen från svenska deponier fås under hösten, vintern eller våren, då temperatur och metanoxidation är låg. (Samuelsson et al., 2005)

3.3 MODELLERING AV ANAEROB NEDBRYTNING I DEPONIER

Metangasproduktionen i deponier kan uppskattas med hjälp av modeller eller genom mätning av metanemissioner. Sambandet mellan metanutsläpp, -produktion, -uttag och -oxidation beskrivs enligt massbalansen för metan:

$$\text{CH}_4\text{-emission} = \text{CH}_4\text{-produktion} - \text{CH}_4\text{-uttag} - \text{CH}_4\text{-oxidation} \quad (5)$$

Metanoxidationen är tillsammans med gasproduktionen de mest okända av de i massbalansen ingående variablerna. Gasuttaget är däremot möjligt att mäta med större noggrannhet. När det gäller metoder för mätning av metanemissioner har sådana utvecklats och testats under de senaste 20 åren. Det har dock visat sig vara svårt att utveckla en metod som kostnadseffektivt och med önskvärd noggrannhet kan uppskatta metanemissioner från deponier. (Oonk, 2010)

Modeller som beskriver anaerob nedbrytning av biologiskt nedbrytbart avfall i deponier med syftet att uppskatta gasproduktionen utvecklades under 1980-talet i och med att man började utnyttja deponigas för el- och värmeproduktion. Resultat från modelleringen användes som underlag till prognoser för framtida gasuttag. Klimatdebatten som tog fart under 1990-talet gjorde att man blev varse deponier som en betydande källa till utsläpp av metangas. Gemensamma ansträngningar för att minska och kontrollera antropogena utsläpp av växthusgaser inleddes. Regeringar världen över lyder idag under kravet att regelbundet rapportera till United Nations Framework Convention on Climate Change (UN-FCCC), de sammanlagda utsläppen av metangas som deponierna i deras respektive land ger upphov till. De ökade kraven på rapportering av utsläppen har lett till att syftet med modelleringen skiftat från att utreda gasproduktionen till att även beräkna metanemissioner från deponier. (Oonk, 2010)

En metod för att beskriva gasproduktionen i deponier är att ta hänsyn till sammansättningen av de olika byggstenarna som utgör det organiska materialet i avfallet samt den biologiska nedbrytbarheten hos dessa. Metoden består i att bestämma avfallets innehåll av cellulosa, hemicellulosa, protein och kolhydrater och att beräkna den totala gasproduktionen genom att bestämma de olika komponenternas bidrag till gaspotentialen. En annan metod bygger på beräkning av kolinnehåll (TOC) i de olika avfallsfraktionerna samt hur stor andel av kolet som är biologiskt nedbrytbart (DOC). (Åkesson, 1997) Detta är den metod som behandlas i rapporten.

Viktigt att ha i åtanke är att de modeller som syftar till att beskriva anaerob nedbrytning i deponier beskriver en förenkling av det verkliga skeendet. Nedbrytningsprocesserna är många och komplexa men antas förenklat följa en första ordningens kinetik:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (6)$$

Där $C(t)$ representerar koncentrationen av det aktuella ämnet som återstår vid tiden t , C_0 den ursprungliga koncentrationen av ämnet, k hastigheten med vilken nedbrytning sker och t tiden som gått sedan processen startade. Reaktionen ovan beskriver en mängd eller en koncentration som avtar exponentiellt med tiden. Vid applicering av reaktionen för att beskriva anaerob nedbrytning i deponier visar reaktionen att avfallet bryts ned under mycket lång tid. Mängden avfall som bryts ned är störst i början, men nedbrytningshastigheten antas vara densamma under hela nedbrytningsförloppet. (Oonk, 2010)

Flertalet modeller för att beskriva anaerob nedbrytning i deponier baseras på en första ordningens nedbrytningsmodell, som med en generell formel kan beskrivas:

$$CH_4(n) = W \cdot L_0 \cdot k \cdot e^{-kt} \quad (7)$$

där $CH_4(n)$ motsvarar metanbildningshastigheten eller den mängd metangas som produceras under ett år ($m^3 CH_4 \cdot \text{år}^{-1}$). W är mängden deponerat avfall under ett år (ton). L_0 är metangaspotential ($m^3 CH_4/\text{ton avfall}$), dvs. den mängd metangas som avfallet genererar, sett under hela nedbrytningsprocessen. k är nedbrytningshastigheten (år^{-1}) för avfallet i deponin vilket motsvarar hastigheten med vilken bildandet av metangas sker. t är tiden som gått sedan deponering av avfallet startade (år). Gasproduktionen för varje år räknas ut enligt den generella formeln för en första ordningens nedbrytningsreaktion ovan och summeras för att få den totala gasproduktionen under de antal år man vill modellera. (Oonk, 2010)

Modeller av nollte ordningen och högre ordningar förekommer i litteraturen men behandlas inte inom ramen för detta examensarbete. Nollte ordningens modeller anses av många otillräckligt beskriva anaerob nedbrytning i deponier (EpE, 2010; Oonk och Boom, 1995; Thompson et al., 2009; Jacobs och Scharff, 2001). Franska naturvårdsverket (EPE) anser att modeller av nollte ordningen inte täcker in de olika faktorerna som påverkar bildandet av deponigas, och rekommenderar därför användandet av första ordningens modeller (EpE, 2010). Vad gäller modeller av högre ordningen visade Oonk et al. (1994) i en studie, där modellprediktioner jämfördes med uppmätta metanemissioner, att modell-precisionen ökade med ökad ordning. Tvärtemot dessa resultat redovisade Vogt et al. (1997), i en studie av 18 amerikanska deponier, endast marginella eller obefintliga fördelar med att använda en modell av högre ordningen.

Modelleringen kan uppnå ytterligare en detaljnivå genom användandet av så kallade multi-phase-modeller, där hänsyn tas till att olika materialslag i avfallet bryts ned med olika hastighet. I en multi-phase modell delas avfallet in i olika fraktioner utifrån nedbrytningshastighet, och gasproduktionen från varje fraktion modelleras sedan separat och med olika nedbrytningshastighet. En vanlig indelning i multi-phase-modeller är i snabb-, långsamt- och svårnedbrytbara fraktioner. (Oonk, 2010) Nedbrytningshastigheten av en avfallsfraktion kan påverkas av närvaron av en annan avfallsfraktion i deponin. Det initialt höga pH-värdet i askor kan till exempel gynna hydrolysen av annat avfall i de fall dessa blandas i en deponi (Lagerkvist, 2010). Detta tas i beaktande i en del multi-phase-modeller medan andra antar att nedbrytningen av en avfallsfraktion sker utan inverkan av en annan (Oonk, 2010).

3.3.1 MODELLER I LITTERATUREN

Som beskrevs inledningsvis i detta kapitel har ett flertal modeller för att beskriva gasproduktionen från deponier tagits fram, och utvecklats, i olika syften. Vid jämförelse av olika modeller är en vanlig slutsats att det inte finns en modell att föredra framför en annan samt att det finns för- och nackdelar med varje modell (Oonk, 2010; EpE, 2010). Dock kan utfallet från olika modeller skilja sig markant åt, trots att samma indata används i alla modeller. Denna slutsats drogs bland annat i en litteraturstudie av Oonk (2010) över flertalet olika modeller för uppskattning av gasproduktion från deponier. Scharff och Jacobs (2006) kom i en studie av 6 olika modeller fram till slutsatsen att uppskattningar av gasproduktionen från de olika modellerna varierade mellan 40 % och 570 % av det framräknade värdet på gasproduktionen utifrån resultat från mätningar av gasemissionen (Scharff och Jacobs, 2006). Tolkningen och appliceringen av modellresultaten bör således ske med försiktighet då utfallet omgärdas av en hög osäkerhet vars omfattning är svår att fastställa (EpE, 2010).

Av de modeller för beräkning av gasproduktion från deponier som finns representerade i litteraturen är de flesta av första ordningen. Nedan presenteras de modeller, alla av första ordningen, som förekommer mest frekvent i litteraturen:

- IPCC-modellen (IPCC, Intergovernmental Panel of Climate Change)
- LandGEM (US-EPA, USA)
- GasSim (Environment Agency UK and Golder Associates, Storbritannien)
- Multi-phase-modell (Avfalzorg, Nederländerna)
- E-PRTR-modellen (ADEME, Environment Protection Agency, Frankrike)

IPCC-modellen

IPCC-modellen har utvecklats av Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) med syfte att användas på nationell nivå vid uppskattning av metanemissioner från landets deponier som ett led i den nationella rapporteringen av metangasutsläpp från deponier till United Nations Framework Convention on Climate Change, UN-FCCC. (Samuelsson et al., 2005; Oonk, 2010) Eftersom IPCC-modellen utvecklats med syfte att uppskatta metanemissioner från deponier snarare än att utreda gasproduktionen, är parametervärdena konservativt tilltagna för att undvika att metanemissionerna underskattas. IPCC-modellen tenderar därför att presentera resultat som överskattar den verkliga metangasproduktionen från deponier. (Samuelsson et al., 2005)

IPCC presenterar två metoder för att uppskatta metanemissioner från deponier. Den ena, Tier 1, följer en standardmetod och den andra, Tier 2, följer en första ordningens nedbrytningsmodell. Den stora skillnaden mellan de två metoderna är att Tier 2 beskriver en mer verklighetstrogen uppskattning av utsläppen över tiden. Tier 1 saknar tidsfaktor och antar således att hela metangasmängden som bildas under nedbrytningsförloppet avges under det första året som deponering sker. Tier 1 går bra att använda vid steady-state förhållanden, det vill säga i de fall årliga deponerade avfallsmängder och sammansättningen på avfallet inte ändrats nämnvärt med åren. (IPCC, 2006)

IPCCs Tier 2-modell beskrivs enligt:

$$CH_4(t) = \sum_x [(A \cdot k \cdot W \cdot L_0) \cdot e^{-k(t-x)}] \quad (8)$$

$CH_4(t)$ = metangasproduktion år t (Gg/år)

t = Året för beräkning av metangasproduktion

x = Året som föregår år t . Anger det antal år som modelleringen avser

$A = (1 - e^{-k}) / k$; Korrigeringsfaktor

k = Metanproduktionshastighet (nedbrytningshastighet) (år^{-1})

W = Totalt deponerad mängd avfall år x (Gg/yr)

En första ordningens reaktion genererar generellt diskreta värden för varje år istället för en kontinuerligt avtagande kurva. Detta tenderar att ge ett resultat som underskattar metanproduktionen från deponin. IPCC har i sin modell låtit integrera gasproduktionskurvan vilket innebär en mer korrekt avbildning av verkligheten (Oonk, 2010).

LandGEM

Landfill Gas Emissions Model (LandGEM), framtagen av amerikanska naturvårdsverket US-EPA, är den mest använda modellen för beräkning av metangasproduktion från deponier i USA. LandGEM är standardmodell i branschen och syftar till att rapportera metanemissioner och beräkna gaspotentialen från deponier. Den senaste versionen av LandGEM (v. 3.02) släpptes 2005 (EPA, 2010). Programvaran finns att ladda ned utan kostnad via Internet. LandGEM, v. 3.02, bygger på följande nedbrytningsmodell av första ordningen:

$$Q_n = k \cdot L_0 \cdot \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 \left(\frac{M_i}{10}\right) \cdot \exp(-k \cdot t_{i,j}) \quad (9)$$

Q_n = produktionshastigheten av metan år n ($\text{m}^3 \cdot \text{år}^{-1}$)

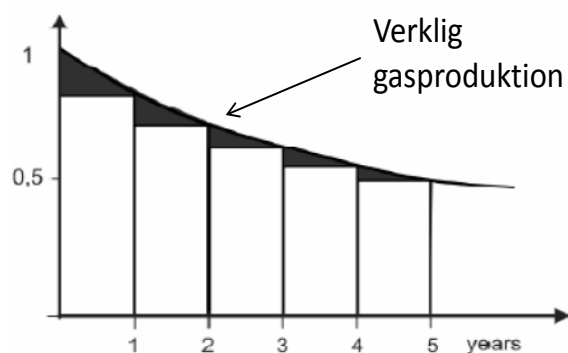
k = nedbrytningshastighet (år^{-1})

L_0 = metangaspotential ($\text{m}^3 \text{CH}_3 \cdot \text{ton}^{-1}$ avfall, våtvikt)

M_i = deponerad mängd avfall år i (ton)

j = stegvis ökning med 0,1 som tar hänsyn till indelningen av året i 10 delar

$t_{i,j}$ = tid som gått sedan deponering av avfallsmängd j (delmängd) tillhörande avfallsmängden M_i som deponerades år i (angivet i decimal-år, t.ex. 3,2 år)



Figur 11. En första ordningens modell beräknar gasproduktionen som diskreta värden för varje år istället för en exponentiellt avtagande kurva, vilket ger ett modellresultat som underskattar den verkliga gasproduktionen (Oonk, 2010).

En nackdel med LandGEM är att modellen inte tar hänsyn till olika avfallsfraktioner. Modellen antar inte heller någon "lag-time", dvs. tidsfördröjning innan nedbrytningen kommer igång, utan gasproduktionen antas påbörjas omedelbart efter deponering (De La Cruz och Barlaz, 2010). Standardvärdena för metangaspotentialen, L_0 , som används i LandGEM anses vara representativa för hushållsavfall (Alexander, 2005).

En första ordningens reaktion ger diskreta värden för varje år istället för en kontinuerligt avtagande kurva, vilket genererar ett resultat som underskattar metanproduktionen, se Figur 11. Felet minskas i LandGEM genom att

modellen beräknar gasproduktionen för en tiondels år i taget (Oonk, 2010).

GasSim

GasSim är framtagen av Golder Associates och bygger på 2 beräkningsprinciper för att beskriva anaerob nedbrytning i deponier. Den första är en multi-phase-modell utvecklad av Scheepers och Van Zanten (1994). Den andra är en modell uppbyggd på liknande sätt som LandGEM. (Scharff och Jacobs, 2006) Beräkningsprinciperna som används i GasSim är skyddade av tillverkarna (Scharff och Jacobs, 2006) och kan därför inte redovisas i denna rapport. En demo-version finns att ladda hem från Internet men den fullständiga versionen tillhandahålls av Golder Associates. Modellen kräver indata i form av deponerade avfallsmängder (ton) samt nedbrytnings-hastigheter (t^{-1}) för de år avfall deponerats (Golder Associates, 2010).

GasSim delar in avfallet i totalt 13 olika avfallskategorier och antar metanoxidering i täcksiktet på 10 %. De 13 avfallskategorierna är: domestic, civic amenity, commercial waste, industrial, inert, liquid inert, sewage sludge, composted organic material, incinerator ash, waste sorted at MRF, recycling schemes, chemical sludge och industrial liquid waste. Vid modellering anges hur stor procentandel som varje avfallskategori representerar av den totala mängden deponerat avfall under respektive år. En standardsammansättning finns angiven för varje avfallskategori. De olika avfallsfraktionerna i sammansättningen, som t.ex. papper, textil och trä, indelas i tre kategorier utifrån grad av nedbrytbarhet: snabb-, medel- respektive långsamt nedbrytbart. Dessutom anges fukt-förhållanden i deponin: torr, medel eller våt. Nedbrytningshastigheten för snabba-, medel- respektive långsamt nedbrytbara avfallsfraktioner varierar med fukt-förhållanden. Nedbrytningshastigheten för en snabbt nedbrytbar avfallsfraktion, till exempel, är olika beroende på om man har torra, medel, eller våta förhållanden i deponin (Golder Associates, 2010).

Avfalszorg

Avfalszorg är en första ordningens multi-phase-modell, utvecklad av NV Avfalszorg i Nederländerna. Modellen baseras på en kombination av erfarenheter från litteraturen och egna erfarenheter från deponigasproduktion och uppmätta emissioner vid Avfalszorgs tre nederländska deponier. Modellen finns tillgänglig vid efterfrågan. (Oonk, 2010)

$$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 1,87 \cdot A \cdot C_{0,i} \cdot k_{1,i} \cdot \exp(-k_{1,it}) \quad (10)$$

α_t = gasproduktion vid tiden för beräkning ($m^3/\text{år}$)

ζ = dissimileringsfaktor

1,87 = korrektionsfaktor

A = deponerad avfallsmängd (ton)

C_0 = andel organiskt kol i avfallet (kg C/ton avfall)

$k_{1,i}$ = nedbrytningshastighet av fraktion i (år^{-1})

i = avfallsfraktion med nedbrytningshastighet $k_{1,i}$

t = tid sedan avfallet deponerats (år)

I Avfalszorg-modellen indelas avfallet i 8 olika avfallsfraktioner vilka vardera inordnas i en av de 3 kategorierna snabb- medel- eller långsamt nedbrytbart material. De 8 olika avfallsfraktionerna är: förorenad jord, schakt- och rivning, finfraktion (rest från malning), gatureningsavfall, avloppsreningsverksslam och kompost, grovavfall från hushåll, verksamhetsavfall och hushållsavfall. Innehåll av biologiskt nedbrytbart material, C_0 (kg C/ton avfall), finns angivet för respektive avfallskategori. (Scharff och Jacobs, 2006)

Franska E-PRTR/EPER-modellen

Franska E-PRTR/EPER-modellen¹ kombinerar två beräkningsprinciper. Den första baseras på data över deponigasuttag enligt:

$$A = F \cdot H \cdot CH_4 \quad (11)$$

A = deponigasuttag ($m^3/\text{år}$)

F = utvinningshastigheten av deponigas ($m^3/\text{år}$)

H = antalet timmar per år som kompressorn är igång (h)

[CH₄] = Metanhalt i deponigasen (%)

Den andra beräkningsprincipen baseras på en multi-phase-modell:

$$FE_{CH_4} = \sum_x FE_0 \cdot \left(\sum_{1,2,3} A_i \cdot p_i \cdot k_i \cdot e^{-k_i t} \right) \quad (12)$$

FE_{CH₄} = årlig metanproduktion ($Nm^3/\text{år}$)

FE₀ = deponigaspotential ($m^3 CH_4/\text{ton avfall}$)

p_i = avfallsfraktion, i, med nedbrytningshastighet k_i ($kg\ i/kg\ avfall$)

k_i = nedbrytningshastighet för fraktion i (år^{-1})

t = tid sedan avfallet deponerades (år)

A_i = normaliseringsfaktor

Franska EPER-modellen antar en metanoxidation i täcksiktet på 10 % (Scharff och Jacobs, 2006). Modellen är mycket enklare än t.ex. IPCC-modellen och GasSim men kan enligt Oonk (2010) ge ett lika bra resultat. Modellen följer dock inte verkligheten lika bra för andra avfallstyper än hushållsavfall eller om deponin ligger i en annan del av världen än Västeuropa.

Jämförelse av modellresultat med uppmätta metanemissioner

I tidigare nämnda studie av Thompson et al. (2009) utvärderades bl.a. LandGEM v. 2.01.

Studien konstaterade att resultat från modellering i LandGEM, v. 2.01, vid jämförelse med resultat från andra modeller tenderar att underskatta metanproduktionen. Scharff och Jacobs (2006) visade i sin ovan nämnda studie på det omvända. GasSim tenderade i studien presenterad av Scharff och Jacobs (2006) att överskatta metanemissionerna jämfört med uppmätta värden, medan Avfallzorg och franska EPER-modellen, i samma studie, tenderade att underskatta metanemissionerna jämfört med uppmätta värden.

¹ European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) ersatte 2006 European Pollutant Emission Register (EPER) (EpE, 2010).

3.3.2 PARAMETERVÄRDEN

Metangaspotentialen, L_0 , är den totala mängd metangas som avfallet ger upphov till under hela nedbrytningsprocessen. L_0 beror av avfallsmängd, halten av biologiskt nedbrytbart kol (DOC) i avfallet samt hur stor andel av det biologiskt nedbrytbara kolet som förutsätts brytas ned i deponin (DOC_f). (Oonk, 2010) L_0 kan beskrivas enligt följande samband:

$$L_0 = F \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot 16/12 \cdot MCF \quad (13)$$

F = andelen metan i deponigas

DOC = biologiskt nedbrytbart kol (kg C/ton avfall)

DOC_f = andel av DOC som antas brytas ned under
förhållanden som antas råda i en standarddeponi

16/12 = stökiometrisk faktor: molvikten av CH_4 /C

MCF = methane correction factor; korrigeringsfaktor

DOC

Andelen biologiskt nedbrytbart kol, DOC, är materialspecifikt. Modeller av flera avfallsfraktioner kräver således uppgifter om DOC-innehåll för de olika avfallsfraktionerna. Dokumentationen inom detta område är otillräcklig och information av det här slaget kan vara svår att få fram. Vid användandet av modeller där hänsyn ej tas till olika avfallsfraktioner beräknas DOC utifrån ursprung, ex. industri- eller hushållsavfall. Standardvärdet på DOC i LandGEM, till exempel, baseras på antagandet att avfallet utgörs av municipal solid waste (MSW) som motsvarar hushålls- och därmed jämförligt avfall, vilken delgivits en typisk sammansättning enligt amerikansk standard (Oonk, 2010).

DOC_f och F

DOC_f är en uppskattning av hur stor andel av det biologiskt nedbrytbara kolet, DOC, som bryts ned i deponin. DOC_f antas i de flesta modeller ha ett konstant värde mellan 0,4 och 0,7. (Oonk, 2010) IPCC-modellen använde fram till 1996 ett standardvärde för DOC_f på 0,77. I den reviderade versionen från 1996 har ett lägre värde på 0,50 använts som standardvärde vid modellering. Andelen metan i deponigas, F, anges i de flesta modeller utgöra 50 %, men kan variera mellan 40 och 60 %. (IPCC, 2006)

MCF

MCF är en korrigeringsfaktor som tar hänsyn till tekniska aspekter kring skötseln av deponin som hur väl kompakterat avfallet är, hur effektivt gasuppsamlingssystem man har osv. MCF korrigerar för det faktum att det från deponier med sämre eller ingen skötsel produceras en mindre mängd metangas från en given mängd avfall än från en deponi med "modern" skötsel. Förklaringen är att då avfallet inte packas lika hårt kan mer luft ta sig in i deponin, vilket resulterar i aerob istället för anaerob nedbrytning, dvs. koldioxid- istället för metangasproduktion. (IPCC, 2006) MCF antas för deponier i den industriella delen av världen, i modern tid, vanligen till 1 (Oonk, 2010). Naturvårdsverket har vid uppskattning av gasproduktion från svenska deponier för åren före 1980 använt IPCC:s standardvärde 0,6. Det lägre värdet motiveras med att svenska deponier före år 1980 var mindre till ytan och att avfallet var mindre kompakterat på grund av att man då saknade den teknik för kompaktering av avfallet som används vid svenska deponier idag (Naturvårdsverket, 2010b).

Nedbrytningshastighet, k

Data på L_0 -värden finns publicerat men data på k -värden är mer bristfällig (De La Cruz och Barlaz, 2010). Nedbrytningshastigheten, k , beskriver deponigasproduktionen i deponin. Hastigheten påverkas av faktorer i deponin såsom fukthalt, tillgång på näringsämnen för mikroorganismer involverade i nedbrytningen, pH-värde och temperatur (Alexander et al., 2005; EPA, 2010). Lufttemperaturen kan ha en inverkan på nedbrytningshastigheten, men i mindre utsträckning än fukthalten i deponin. Klimatet spelar roll för nedbrytningshastigheten. Nedbrytningsprocesserna i en deponi i ökenklimat sker till exempel långsammare än motsvarande processer i en deponi i en fuktigare klimatzon. Högst nedbrytningshastigheter erhålls i deponier med optimerade fuktförhållanden, s.k. bioreaktorer (EPA, 2010). Fukthalten i deponier styrs av avfallens fukttinnehåll, årliga nederbördsmängder och om det lagts täckskikt över deponin samt val av täckmaterial vid sluttäckning (Benjaminsson et al., 2010). Årliga nederbördsmängder används ofta vid framräknande av fukthalten i en deponi då denna information vanligen är mer tillgänglig än uppgifter kring fuktförhållanden i deponin (EPA, 2010). Nedbrytningshastigheter för avfall i deponier har bestämts genom ett antal metoder, till exempel laboratorieförsök, fastprover från avfall eller testceller designade för att efterlikna verkliga förhållanden (Atabi et al., 2009). LandGEM använder följande samband mellan den årliga nederbörden, x , och nedbrytningshastigheten, k :

$$k = 3,2 \cdot 10^{-5}(x) + 0,01 \quad (14)$$

Där x är ett framräknat medelvärde på årsnederbörden mellan 1971 och 2006 för området där deponin ligger (Thompson et al., 2009).

Mätresultat från deponier i USA, Storbritannien och Nederländerna stödjer uppskattningar av värden för k inom intervallet 0,03-0,2 per år (Oonk och Boom, 1995). Höga nedbrytningshastigheter ($k = 0,2$, motsvarande $t_{1/2} = \text{ca } 3$ år) är ofta en funktion av en högre fukthalt i deponin och snabbnedbrytbara avfallsfraktioner såsom matavfall (IPCC, 2006). Höga nedbrytningshastigheter ger en högre gasproduktion under en kortare tid, och en gasproduktion som, efter att ha nått sitt maximum, snabbt avklingar (EPA, 2010). Långsamma nedbrytningshastigheter ($k = 0,03$, motsvarande $t_{1/2} = \text{ca } 23$ år) associeras med torrare förhållanden i deponin och långsamt nedbrytbara avfallsfraktioner såsom trä och papper (IPCC, 2006). Långsamma nedbrytningshastigheter ger lägre maxvärde för gasproduktionen men långsammare avklingning, dvs. gasproduktion under en längre tid (EPA, 2010).

Nedbrytningshastigheten kan uttryckas som en halveringstid enligt:

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$$

Halveringstiden är definierat som den tid det tar för det biologiskt nedbrytbara innehållet (DOC) i avfallet att brytas ned till halva av den ursprungliga mängden (IPCC, 2006).

4. FALLSTUDIER

I följande kapitel introduceras de två objekten för fallstudierna: Albäck, SYSAV och Filborna, NSR. Deponierna beskrivs inledningsvis med avseende på historik och uppbyggnad. Därefter redovisas arbetsmetodikerna för de två fallstudierna, från informationsökning till modellering. I kapitlet redovisas var information om deponerade avfallsslag hämtades från, hur deponerade avfallsmängder uppskattades samt hur sammansättningen på avfallet antogs. Detta sker i separata avsnitt för Albäck och Filborna. Arbetsmetodikerna som användes för Albäck applicerades i den mån det var möjligt på Filborna. Indelningen i avfallsfraktioner skiljde sig något åt för de två fallstudierna. Dessutom indelades Filborna, till skillnad från Albäck, i delområden på grund av sin mycket större yta och mer komplexa struktur. I avsnittet som beskriver fallstudien för Filborna ingår en redogörelse över uppdelningen av deponin i delområden samt lokalisering av reglerbrunnar till de olika delområdena. Avslutningsvis i kapitlet presenteras hur modelleringen för fallstudierna genomfördes.

I fallstudierna kommer benämningarna avfallsslag och avfallsfraktioner att användas. Med avfallsslag åsyftas här en typ av avfall som har klassats enligt en viss benämning, exempelvis blandat avfall, brännbart industriavfall och hushållsavfall. Med avfallsfraktioner avses istället materialfraktioner såsom papper, trä och matavfall.

4.1 DIREKT EXKLUDERADE AVFALLSSLAG OCH AVFALLSFRAKTIONER

Som nämnts i kapitel 3.2 om nedbrytning är avfallets innehåll av biologiskt nedbrytbart material avgörande för i vilken utsträckning avfallet bidrar till deponigasbildningen. I inledningsskedet av studien gjordes en första utgallring av uppenbart inerta avfallsfraktioner som på grund av sin oorganiska karaktär inte bidrar till gasbildningen i en deponi. Till de direkt exkluderade avfallsfraktionerna hörde glas, metall, asbest, lysrör, sandslam, blästersand samt borrh- och cementslam. För ett flertal andra avfallsfraktioner ansågs en vidare utredning nödvändig då det var osäkert huruvida de bidrog till gasbildningen i nämnvärd utsträckning eller ej. Samtliga dessa avfallsfraktioner utreds i kapitlet, där det också framgår vilka som sedan exkluderades respektive inkluderats i den efterföljande modelleringen. Vidare beslutades att i studien exkludera avfallsslag som deponerats i relativt liten omfattning eller som inom ramen för studien inte ansågs rimliga att göra en vidare utredning på. Exempel på avfallsfraktioner som direkt exkluderades i och med dessa beslut var hästgödsel, hundlatrin, riskavfall, kimrök, övrigt specialavfall och döda djur. Det fanns inte heller möjlighet att fullständigt täcka in alla avfallsslag som deponerats på Filborna och Albäck. De avfallsslag som har tagits upp i studien har varit de som lyfts fram i tillgängligt informationsmaterial. Samma avfallsslag har inte heller alltid behandlats för Albäck och Filborna, vilket bland annat beror på att uppdelningen av deponerade avfallsmängder inte har gjorts på samma sätt.

Författarna till examensarbetet var länge osäkra på om eller i vilken utsträckning plast och gummi bidrar till gasproduktionen, men efter en fördjupning i litteraturen antogs det, i likhet med Eleazer et al. (1997), och Klif (2005), att plast och gummi inte bryts ned anaerobt i en deponi.

4.2 ALBÄCK

4.2.1 HISTORIK

Sydvästra Skånes avfallsaktiebolag, SYSAV AB, bildades 1974 av kommunerna Bara, Burlöv, Kävlinge, Lomma, Lund, Malmö, Staffanstorp, Svedala, Trelleborg och Vellinge. Genom införandet av en regional avfallshantering koncentrerades omhändertagande och behandling av avfall från delägarkommunerna till ett fåtal anläggningar, till skillnad från tidigare avfallshantering på lokal nivå med många små deponier i de enskilda kommunerna. SYSAV övertog successivt ansvaret för de kommunala avfallsanläggningarna i delägarkommunerna som skulle ingå i det regionala avfallshanteringssystemet. Bland dessa fanns Malmö avfallsverk och Albäck, tidigare kallat Trelleborgs avfallsupplag vid Albäck. Vid bildandet av SYSAV skrev delägarkommunerna under på att lämna allt sitt behandlingsbara avfall till SYSAV. Ansvar för insamling och transport av avfallet till anläggningarna låg på respektive kommun, industri eller motsvarande. (SYSAVc, 1975)

1981 trädde ett nytt regelverk i kraft som innebar att även industri- affärs- och byggnadsavfall från regionen innefattades i SYSAVs insamlingsansvar. Huvudansvaret för insamling och transport av industriavfall låg på kommunerna, men dessa kunde anlita entreprenörer att utföra tjänsterna. Det nya regelverket innebar att allt avfall i regionen togs om hand på någon av SYSAVs anläggningar. SYSAV införde från och med 1988 en differentierad avfallstaxa som helt baserades på debitering per ton. Industriavfallet indelades i brännbart avfall, ej brännbart avfall, blandat avfall, specialavfall samt rena massor. (SYSAVb, 1988).

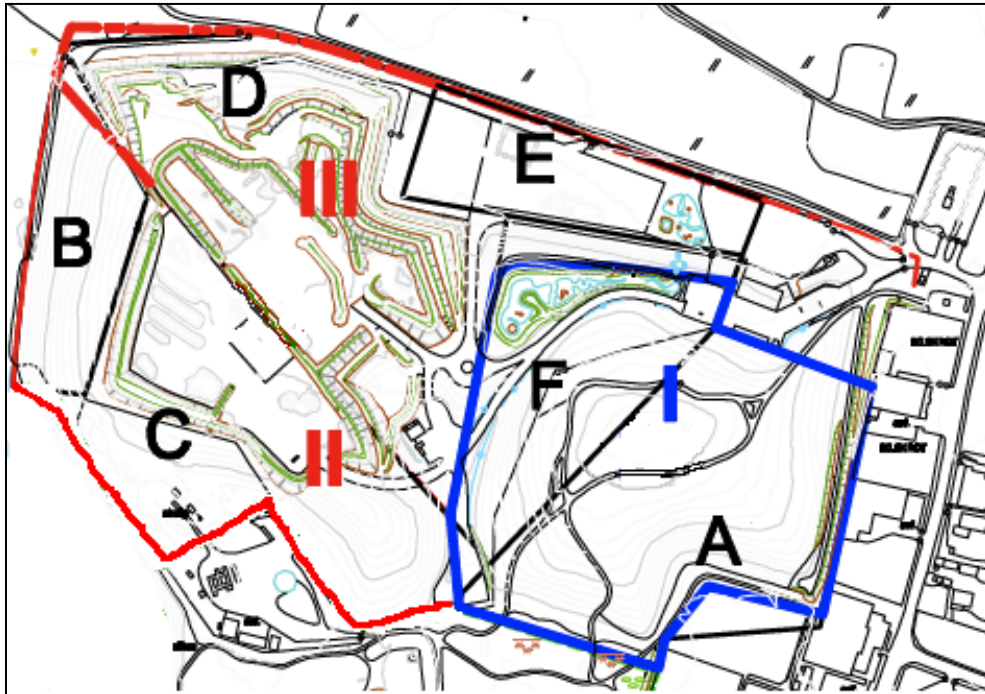
Trelleborgs avfallsanläggning

Den 1 april 1976 övertog SYSAV Trelleborgs avfallsanläggning, som innefattar deponin Albäck, frånkommunen. Trelleborgs avfallsanläggning tog under 1970-talet emot allt avfall från Trelleborg och Vellinge kommun. (SYSAVc, 1976-1980) Till dessa kommuner hörde samhällena Vellinge, Skanör, Falsterbo, Trelleborg och Höllviken. I februari 1983 invigdes en ny omlastningsstation för Trelleborgsområdet i anslutning till Albäck, vid vilken omlastning och komprimering av hushållsavfall och brännbart industriavfall skedde för vidare transport till SYSAVs förbränningsanläggning i Malmö. (SYSAVc, 1983)

1982 installerades en våg på avfallsanläggningen där allt inkommande industriavfall vägdes. Vågen medförde att man inte längre behövde uppskatta avfallets vikt efter omräkning från volymenheter. (SYSAVc, 1982)

Deponering på Albäck

1976, då SYSAV övertog driften av deponin Albäck, övergick man till att deponera avfall på ett nytt område som låg alldeles intill den befintliga deponin. Deponin som använts under den tid som kommunen varit ansvarig skulle således inte längre motta avfall. En karta över det nya deponeringsområdet, indelat i område A-F och etapp 1-3, visas i Figur 12. Inom det nya deponeringsområdet var det på område A, tillhörande södra delen av etapp 1, som deponering inleddes. Kort efter idrifttagandet av område A fortsatte deponering på område F inom samma etapp. (Håkansson et al., 2009)



Figur 12. Karta över SYSAVc deponi Albäck som visar etappindelning (I-III) och områdesindelning (A-F) (Fritt efter Håkansson et al., 2009).

Deponering skedde inom etapp 1 under 6 år, fram till 1983 (SYSAVc, 1976-1983). Efter avslutad deponering inom etapp 1 påbörjades deponering inom etapp 2, område B och C. Etapp 2 användes för deponering av avfall under en tioårsperiod, fram till mitten av 1990-talet. Etapp 3, område D och E, användes från och med upphörandet av deponering på etapp 2 till och med 2008, då deponering på Albäck helt upphörde. Deponering förekom aldrig på område E. (Håkansson et al., 2009)

Inom område C, på högplatån, fanns ett område för upplagring av inerta massor för anläggningsändamål till vägar, täckskikt och för ytor för mellanlagring respektive behandling av återvinningsbart material såsom rent trä och däck. Inkommande grönmaterial komposterades från och med januari 1994 i en madrasskompost inom område E. (SYSAVa, 1994) Ett flygfoto över deponin visas i Figur 13, där det också framgår hur komposteringsytorna låg belägna i förhållande till deponicellerna.

Albäck togs ur drift 2008 eftersom kraven, enligt Förordning (2001:512) om deponering av avfall, inte uppfylldes. Sluttäckning påbörjades och i slutet av 2010 var ungefär sju hektar av deponins 18 hektar sluttäckta, vilket motsvarar område A, B samt delar av område C och F. (Håkansson et al., 2009)



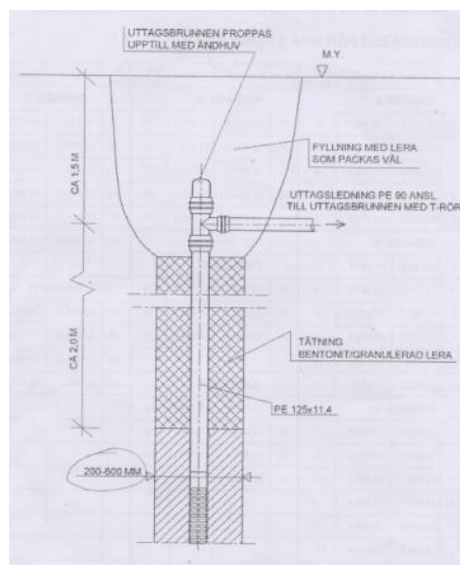
Figur 13. Foto över SYSAVs deponi Albäck, Trelleborg. I förgrunden syns de deponeringsceller som var aktiva vid tiden för fotot, 1997. På höjden syns de lagringsytor som används och överst till vänster i bilden syns kompostytorna och dammsystemet. (SYSAVa, 1997)

Deponigasutvinning på Albäck

1985 inleddes projektering av ett gasutvinningssystem på Albäck, vilket färdigställdes och togs i drift 1988. Deponigasen utnyttjades som bränsle i deponins egen panncentral samt i avloppsreningsverkets gasmotor och gaspanna. (SYSAV, 1996) Metanhalten i deponigasen har hållits stabil på mellan 40 och 45 % (SYSAV, 2010a). Gasutvinningssystemet utgörs av uttagspunkter, uttagsledningar, reglerbrunnar och samlingsledningar. Utagspunkterna förekommer på Albäck i tre olika former: gasbrunnar (borror), betongbrunnar och gasdräner. Inom etapp 1 finns ett antal gamla betongbrunnar, mätbrunnar av betongringar, som tillkom under samma tid som fyllnad av etappen pågick. Betongbrunnarna består av filterrör fyllda med makadam. Nya gasbrunnar, med en annan utformning jämfört med betongbrunnarna, anlades vid nybyggnad av utvinningssystemet, främst under 1990-talet. Dessa består av vertikala stålrör som borrar ända ner till botten av deponin. Stålröret formar gasbrunnen och ersätts efter borrhningen av ett slitsat plaströr. Utrymmet mellan den formade gasbrunnen och plaströret är fyllt med grus. (SYSAV, 1996). En schematisk bild av en uttagsbrunn visas i Figur 14.

Gasutvinningssystemet består också av horisontella gasdräner. Gasdränerna utgörs av slitsade PE-rör och är utplacerade på tre olika djup; 4, 8 respektive 12 meter. Dränerna började 2006 att ersättas av gasbrunnar och var helt ersatta 2010. (SYSAV, 1996)

Från betong- och gasbrunnarna samt från gasdränerna går det uttagsledningar till reglerbrunnar. I reglerbrunnarna kontrolleras deponigasens flöde och metanhalt. Flödet regleras med hjälp av ventiler så att önskad metanhalt upprätthålls. Efter justering av flödet leds deponigasen vidare i så kallade samlingsledningar till



Figur 14. Schematisk bild över en uttagsbrunn (Deponigasteknik, 2006).

gasförbrukaren, i detta fall till gaspannan eller gasmotorn. Undertryck i uttagsbrunnar och dräner skapas av tre parallellkopplade fläktar i den så kallade fläktstationen. (SYSAV, 1996)

4.2.2 INFORMATIONSSÖKNING

För att kunna uppskatta gaspotentialen i Albäck genomfördes i examensarbetet en utredning över vad som deponerats på Albäck sedan SYSAVs övertagande 1976. Uppgifter på deponerade mängder fanns tillgängligt i arkiven på Albäcks avfallsanläggning i Trelleborg och SYSAVs huvudkontor i Malmö. Till störst hjälp var miljörapporter, årsredovisningar och statistikrapporter. Detaljerad driftsstatistik från vågen för åren 1990-1994 hittades också i SYSAVs arkiv. I SYSAVs statistikdatabas hämtades detaljerade uppgifter om deponerade mängder för åren 2000-2008. Miljörapporter fanns tillgängliga för åren 1990-2008 och innehöll, tillsammans med den detaljerade driftsstatistiken från vågen och de senaste uppgifterna från statistikdatabasen, de mest detaljerade uppgifterna. För uppgifter om deponerade mängder före 1990 fanns endast statistikrapporter och årsredovisningar att tillgå. Årsredovisningarna fanns tillgängliga från 1976 och framåt, och statistikrapporterna från 1985 och framåt. I synnerhet årsredovisningarna innehöll en mycket grov uppdelning av deponerade avfallsfraktioner. Utöver ovan nämnda informationskällor hittades i SYSAVs arkiv dokument rörande diverse tillstånds- och dispensansökningar, anmälningar och utbyggnadsplaner.

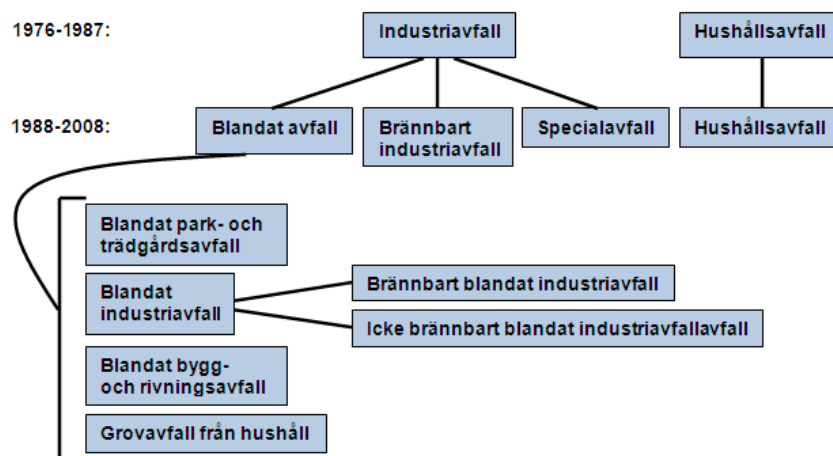
Arbetsmetodiken vid sammanställning av deponerade mängder var att inledningsvis angripa de nyaste uppgifterna från statistikdatabasen, 2008, och sedan fullfölja dokumentationen bakåt i tiden. Anledningen till detta bakvända arbetssätt var att den mest detaljerade statistiken över deponerade mängder finns för 2000-talet, och genom att börja därifrån skapades en förståelse för vilka fraktioner som eventuellt kunde vara aktuella bakåt i tiden. Viktigt var också att få en förståelse för vilken typ av avfall som ingått i de olika avfallsfraktionerna och hur detta har varierat med tiden. Sådan information gick till viss del att finna i statistikrapporter där avfallstaxor gav indikationer på vilken typ av avfall som ingått i de olika avfallsfraktionerna.

4.2.3 UPPDELNING I AVFALLSSLAG

Hushållsavfall som avfallsslag har funnits angivet under hela den studerade tidsperioden. Benämningen hushållsavfall syftar till avfallets ursprung, och det valdes därför inledningsvis i fallstudien för Albäck att dela upp deponerade mängder i avfallsslagen hushållsavfall respektive industriavfall. Från 1988 visade det sig vara mer lämpligt att dela upp avfallet i hushållsavfall, blandat avfall och brännbart industriavfall då denna uppdelning använts i miljörapporter. Blandat avfall som avfallsslag benämns för första gången 1988 i statistikrapporter. I fallstudien indelades således avfallet, mellan åren 1976 och 1988, endast i hushålls- respektive industriavfall. Specialavfall finns angivet i miljö- och statistikrapporter från och med 1990, och antogs för åren före 1990 ingå i industriavfallet. Deponerade mängder av brännbart industriavfall finns angivet i driftsstatistiken från 1990-1994 samt i miljörapporter. Även om uppdelningen i avfallsslag i miljörapporterna var något mer detaljerad än i årsredovisningarna och i statistikrapporterna var det svårt att särskilja till anläggningen inkomna respektive deponerade mängder.

Avfallsslaget blandat avfall visade sig, baserat på uppgifter i statistikrapporter och driftsstatistiken från 1990-1994, bestå av följande avfallsslag: blandat industriavfall, blandat park- och trädgårdsavfall samt blandat bygg- och rivningsavfall. Från och med 1990 inkluderades även grovavfall från hushåll i blandat avfall vilket framkom i förklaringar av de avfallstaxor som presenterades i statistikrapporterna (SYSAVb, 1990). I fallstudien togs fortsättningsvis inte hänsyn till grovavfall från hushåll då sammansättningen ansågs svårbestämd. Innan 1990 redovisades inte grovavfall separat utan ingick som en del i hushållsavfallet. Detta gör att deponerade mängder före 1990 inkluderar grovavfall från hushåll, men vid uppskattningen av sammansättningen för hushållsavfall i fallstudien togs det inte

hänsyn till grovavfallens eventuella påverkan. En indelning av avfallsslag som använts för de olika åren på Albäck visas i Figur 15 nedan.



Figur 15. Indelning i avfallsslag på Albäck mellan åren 1976-2008.

Avfallsslagen blandat industriavfall, blandat park- och trädgårdsavfall samt blandat bygg- och rivningsavfall antogs i fallstudien åren 1988 och 1989 utgöra samma andel av det blandade avfallet som för 1990 och 1991. Detta antagande gjordes eftersom deponerade mängder av de i blandat avfall ingående avfallsslagen inte fanns redovisade i statistikrapporter för åren 1988 och 1989. Det framstod som oklart om allt blandat avfall deponerats. Men eftersom mängderna blandat avfall, specialavfall och brännbart industriavfall tillsammans stämde överens med totalt deponerade mängder angivet i statistikrapporterna gjordes i fallstudien antagandet att så måste vara fallet. En ytterligare bekräftelse på detta var att deponerade mängder av det blandade avfallet: blandat industriavfall, blandat park- och trädgårdsavfall, grovavfall från hushåll och blandat bygg- och rivningsavfall, enligt driftsstatistiken från 1990-1994 stämde överens med de i miljörapporterna angivna mängderna blandat avfall.

4.2.4 UPPSKATTNING AV DEPONERADE MÄNGDER

I nedanstående avsnitt redovisas först i fallstudien gjorda uppskattningar och antaganden gällande deponerade mängder av blandat industriavfall, blandat bygg- och rivningsavfall samt blandat park- och trädgårdsavfall för åren 1995 och 1999. Detta med anledning av att det mellan dessa år inte fanns tillgängliga uppgifter på deponerade mängder av dessa avfallsslag. Därefter redovisas i fallstudien gjorda uppskattningar och antaganden gällande deponerade mängder av övriga avfallsslag.

Mängden blandat industriavfall ökade med 40 % från år 1994 till 2000, vilket motsvarade en ökning på 6 % per år. Information om deponerade mängder av blandat industriavfall fanns i SYSAVs databas från år 2000 och framåt. År 2000 utsorterades enligt miljörapporter det mesta av byggavfallet vilket kan förklara att byggavfall inte finns med som deponerad fraktion från och med detta år. Sortering av byggavfallet tros ha kommit igång under sent 90-tal och därför gjordes i fallstudien antagandet att byggavfallens andel av det deponerade blandade avfallet minskade under åren 1995-1999, vilket också verkade stämma med tillgängliga uppgifter. 1994 utgjorde byggavfallet 30 % av det blandade avfallet och 1999 hade motsvarande andel minskat till 5 %, vilket gav en minskning på 4 % per år.

Andelen blandat park- och trädgårdsavfall av det blandade avfallet ökade från 14 % år 1994 till 16 % år 2000. Med anledning av detta antogs i fallstudien att blandat park- och trädgårdsavfall konstant utgjorde 15 % av det blandade avfallet under perioden 1995-1999. Inkommande

mängder trädgårdsavfall från parker och dylikt deponerades fram till mitten på 1980-talet varefter trädgårdsavfallet, via omlastningsstationen, transporterades till förbränning i Malmö. Kompostering av trädgårdsavfall tog fart under början av 1990-talet. Från och med 1993 uppskattades i fallstudien att allt inkommande trädgårdsavfall togs omhand med kompostering som behandlingsmetod. (SYSAVa, 1990-1993)

Mängderna deponerat brännbart industriavfall fanns angivet i statistikrapporter för 1988 och 1989, i driftsstatistiken mellan 1990-1994 och senare i miljörapporter.

4.2.5 ÖVRIGA DEPONERADE AVFALLSSLAG

I fallstudien antogs att avfallsfraktionerna AVR-slam samt gallerrens och sandfång inte var inkluderade i något av de ovan nämnda avfallsslagen hushållsavfall, blandat avfall eller brännbart industriavfall. Deponerade mängder av dessa två avfallsfraktioner utreddes således separat. Deponerade mängder av avfallsslaget specialavfall fanns angivet i miljö- och statistikrapporter från och med 1990. Innan dess inkluderades troligtvis specialavfall i andra avfallsslag. Specialavfallets eventuella påverkan på sammansättningen i de avfallsslag där det inkluderats togs inte hänsyn till i fallstudien. Specialavfallet kan enligt statistikrapporterna grovt delas upp i olika typer av industrislam, asbest, riskavfall, blästersand, lysrör, aska och slagg, gallerrens och sandfång, kimrök, hundlatrin samt övrigt specialavfall. Fraktionerna asbest, riskavfall, blästersand, lysrör, kimrök, hundlatrin och övrigt specialavfall exkluderades tidigare i studien. Återstående fraktioners relevans i studien behandlas kortfattat i nedanstående stycke.

AVR-slam

Gällande AVR-slam fanns i SYSAVs arkiv information om att det 1977 fanns tre reningsverk i Vellinge och Trelleborgs kommuner; Smygehamn, Trelleborg och Skanör (SYSAV, 1977b). 1975 gick, enligt samma dokument, allt slam från reningsverken i Skanör och Smygehamn till åkermark medan hälften av slammet från Trelleborgs reningsverk gick till åkermark och hälften deponerades. I samma dokument hittades prognosticerade slammängder för Trelleborgs reningsverk för åren 1978 och 1990. (SYSAV, 1977b) I brist på annan information antogs i fallstudien att prognostiseringen stämde och en linjär ökning antogs för åren mellan 1978 och 1990. Vidare antogs det att slammängderna hade ökat i samma takt från 1976. Hälften av slammet från Trelleborgs reningsverk antogs i fallstudien ha deponerats på Albäck fram till 1990, efter vilket det fanns uppgifter från miljörapporter att tillgå. I miljörapporterna framgick det att det krävdes tillstånd i varje enskilt fall för deponering av AVR-slam, och tillstånd eller ansökningar för detta ändamål hittades inte i något arkiv. Trots detta kan det ha deponerats AVR-slam på Albäck efter 1990, men eftersom mängderna är okända antogs i fallstudien att AVR-slam inte gick till Albäck efter 1990.

Enligt Trelleborgs kommun (2010) inleddes rötning av AVR-slam på Trelleborgs reningsverk på 1960-talet varför det hela tiden i examensarbetet har antagits att deponerade mängder AVR-slam har varit rötat slam. Angivna mängder slam är angett baserat på en TS-halt på 20 % (SYSAV, 1977b).

Förbud mot deponering av AVR-slam kan ha funnits tidigare än 1990, men då det inte har hittats något informationsunderlag att hävda detta har det i fallstudien antagits att så inte var fallet. Däremot har det funnits tillstånd att mellan 1990 och 1996 kompostera rötat AVR-slam. Trelleborgs kommun (2010) har också uppgett att slam användes i täckskikt till deponin i varierande mängd under 1990-talet och in på 2000-talet. I examensarbetet tas som tidigare nämnts inte hänsyn till material som används i täckskiktet.

Gallerrens och sandfång

Gallerrens är material som fastnat i gallren på reningsverk och består av nedspolat material i toaletter och diskhon. Gallret syftar till att sortera bort stora partiklar eller föremål, men

eftersom det fungerar som ett filter då saker börjar fastna i det fastnar även mindre partiklar. Gallerrens innehåller således en hög andel biologiskt nedbrytbart material. (Nyberg, 2010) Sandfång är benämningen på den blandning av sedimenterat material och sand som uppkommer efter gallerrenssteget, och antogs följa samma trend som gallerrens vad gäller uppkomna mängder. Innan förbudet att deponera organiskt material infördes 2005 tvättades inte gallerrens och sandfång vilket det oftast gör idag. Det är mycket svårt att avgöra hur uppkomna mängder gallerrens och sandfång har varierat bakåt i tiden. Å ena sidan beror det på hur mycket saker som folk slängde ned i avloppet, och därmed på samhällets medvetenhet som troligtvis har ökat med åren. Å andra sidan har belastningen på reningsverk ökat eftersom fler är anslutna till näten idag. Dessutom har gallerrens successivt sorterats ut i högre utsträckning på grund av finare spaltbredd i gallerren. (Nyberg, 2010) Mängderna gallerrens- och sandfång antogs i fallstudien ha ökat med åren med anledning av att samhällets ökade medvetenhet inte har kunnat kompensera för den högre belastningen på reningsverk och den utökade rensningen.

Gallerrens har deponerats på Albäck ända in på 2000-talet och uppgifter från SYSAVs databas och driftsdatan stämde överens med information från Trelleborgs kommuns renhållningsavdelning om uppkomna mängder gallerrens på Smygehamns respektive Trelleborgs reningsverk. Eftersom uppkomna mängder gallerrens stämde mycket bra överens med driftsstatistiken över deponerade mängder gallerrens mellan 1990 och 1994 samt SYSAVs databas antogs i fallstudien att allt gallerrens från reningsverken hade deponerats under hela Albäcks driftstid. Det fanns inga mängduppgifter att tillgå längre bak än 1990. I fallstudien gjordes dock antagandet att trenden för uppkomna mängder AVR-slam och gallerrens borde följas åt, med motiveringen att ju fler hushåll som är anslutna till avloppsreningsverken desto mer gallerrens och AVR-slam uppkommer. Baserat på medelvärdet av deponerade mängder gallerrens för år 1991-1994 beräknades en årlig minskning på 5 % i enlighet med minskningen av mängderna AVR-slam.

Latrin

Latrin är en avfallsfraktion som kan ha deponerats på Albäck. På 1950-talet tömdes latrin på särskilda stationer där det blandades med torvmull och såldes till bönder för gödslingsändamål. Latrinmängderna minskade allteftersom vattenklosetter blev vanligare. Latrintömning har förekommit även på 1990-talet om än i mycket mindre omfattning. Det fanns på 1990-talet några enstaka latriner kvar i Trelleborgs kommun men den största mängden kom från landsbygden i Vellinge, Burlöv och Staffanstorp. Latrinen tömdes i två röt-kammare på Trelleborgs avloppsreningsverk och rötades tillsammans med AVR-slammet. (Trelleborgs stad, 2009) Det har inte hittats några uppgifter på att latrin har deponerats på Albäck. I en dispensansökan till Länsstyrelsen från 2004 framgår det att engångstunnor med latrin deponerades på Måsalycka avfallsanläggning, men det nämndes inget om att latrin skulle ha deponerats på Albäck (SYSAV, 1994). Sammanfattningsvis indikerade tillgängligt material på att latrin inte hade deponerats på Albäck vilket därefter antogs i fallstudien.

Slakteriavfall

I SYSAVs arkiv hittades ett medgivande från 1982 gällande deponering av slakteriavfall från Tommy Olssons Slakteri AB. I beslutet beviljades deponering av slakteriavfall på Albäck några få månader. (Länsstyrelsen Malmöhus län, 1982). Vid personlig kommunikation med Tommy Olsson framgick det att slakteriavfall, honom veterligen, inte har deponerats på Albäck. Innan slakteriavfallet började användas som substrat till biogasproduktion gick det till Danmark och Konvex, ett bolag som tar hand om och bearbetar animaliska och vegetabiliska biprodukter (Olsson, 2010). Eftersom dispensansökan endast gällde ett fåtal månader och det enligt Olsson (2010) inte deponerats slakteriavfall på Albäck gjordes i fallstudien antagandet att slakteriavfall inte deponerats på Albäck.

Aska

Aska har enligt SYSAV (2010b) inte deponerats på Albäck mer än möjligtvis i mycket små volymer. På grund av detta exkluderas avfallsfraktionen aska i modelleringen.

Slam

Deponerat slam kan, enligt SYSAVs driftsstatistik från 1990-1994, indelas i fettavskiljarslam, sandslam, övrigt industrislam, gatubrunnsslam och borrh- och cementslam. Uppdelningen bekräftas av uppgifter från 2000-talet från SYSAVs databas samt från miljö- och statistikrapporter. Uppskattningar och antaganden som gjordes i studien gällande deponerade slammängder redovisas i nedanstående avsnitt.

Fettavskiljarslam

Data över deponerade mängder fettavskiljarslam hittades i SYSAVs driftsstatistik för åren 1990-1994 och i SYSAVs databas för åren 2000-2009. Enligt SYSAV (2010b) har mycket små mängder fettavskiljarslam deponerats på Albäck. Fettavskiljarslam har en torrsubstanshalt på omkring 2-4 %, vilket indikerar en mycket hög vattenhalt (Davidsson et al., 2008). VS-halten är mycket hög för fettavskiljarslam, i storleksordningen 97-98 % av TS (Davidsson et al., 2008), vilket gör att innehållet av biologiskt nedbrytbart material, DOC, skulle kunna uppskattas till att vara några få procentenheter räknat på våt vikt. DOC-innehållet har för de i modelleringen inkluderade avfallsfraktionerna beräknats som andel våt vikt, varför även DOC-innehållet i fettavskiljarslam måste beräknas som andel våt vikt om fraktionen ska inkluderas i modelleringen. Fett ger ett högt metanutbyte per viktenhet VS och är därför ett substrat som ofta används i biogasanläggningar (Jarvis och Schnürer, 2009). Trots detta beslutades i examensarbetet att exkludera fettavskiljarslam i modelleringen då DOC-innehållet i fettavskiljarslam, i jämförelse med andra i modelleringen inkluderade avfallsfraktioner, var mycket lågt. Även om DOC-innehållet i fettavskiljarslam hade beräknats som andel torr vikt hade mängderna blivit så små att de inte varit relevanta att inkludera i modelleringen.

Gatubrunnsslam

Gatubrunnsslam har deponerats på Albäck, men i små mängder. Slammet antas främst innehålla sten och grus, det vill säga inerta material, varför fraktionen inte i fallstudien ansågs bidra till gasproduktionen i nämnvärd grad.

Övrigt industrislam

Övrigt industrislam är av heterogen karaktär och härstammar från olika källor (VIAK, 1989b), vilket gör det svårt att uppskatta sammansättningen på industrislammet och eventuellt innehåll av biologiskt nedbrytbart material. Övrigt industrislam har dessutom deponerats i små mängder på Albäck. Industrislammet antas i fallstudien, enligt ovanstående resonemang, inte bidra till gasproduktion i någon betydande mängd.

4.2.6 AVFALLETS SAMMANSÄTTNING

När mängderna av blandat avfall, brännbart industriavfall samt hushållsavfall hade bestämts var nästa steg att uppskatta sammansättningen av avfallet. Målet var att kunna dela upp avfallet i ett antal avfallsfraktioner för att sedan modellera varje fraktion för sig. Andelar som anges i procent avser viktsprocent.

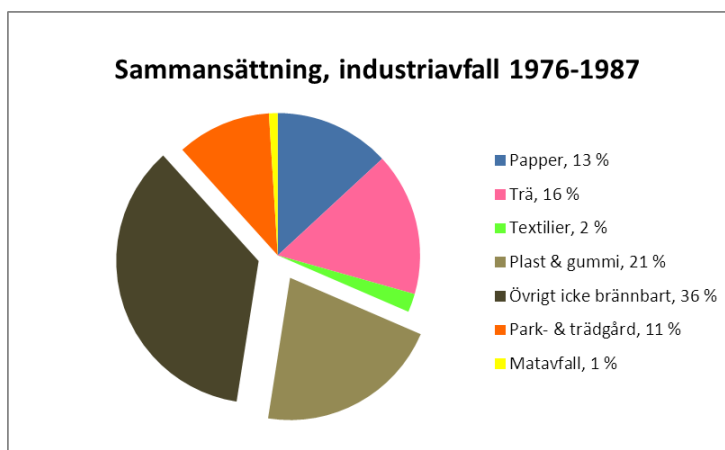
Hushållsavfall 1976-2009

Sammansättningen på det deponerade hushållsavfallet på Albäck har varierat genom åren, men antogs i examensarbetet ha liknat hushållsavfallet, nationellt sett. Information om hushållsavfallets sammansättning togs från plockanalyser av svenskt hushållsavfall, den första från 1977 från det så kallade Laxåprojektet (RVF, 1997b). Sammansättningen för hushållsavfallet innan 1977 uppskattades i examensarbetet enligt Hogland (1996). Från 1977 och framåt

användes i fallstudien ett flertal plockanalyser, i första hand platsspecifika. För år där plockanalyser saknades gjordes en approximering av sammansättningen baserat på en linjär minskning eller ökning mellan ett föregående och efterföljande år med känd sammansättning. Hushållsavfallet var i olika plockanalyser uppdelade i ett varierande antal fraktioner. De fraktioner som i examensarbetet ansågs relevanta att inkludera var trä, plast och gummi, papper, blöjor, matavfall och trädgårdsavfall. Fraktionerna glas och metall exkluderades, som nämnts ovan, i ett tidigare skede.

Industriavfall 1976-1987

Sammanställningen på industriavfallet var i examensarbetet svårare att uppskatta än för hushållsavfallet då industriavfallets sammansättning har en mer platsspecifik karaktär (RVF, 1983). Första tanken var att översiktligt undersöka vilka industrier i kommunen som skulle kunna ha tillfört väsentliga mängder avfall till Albäck, men detta visade sig vara svårt att reda ut. Dock fanns det en industri, gummifabriken Trelleborg AB, som hade lämnat en betydande mängd avfall till Albäck, så betydande att sammansättningen av industriavfallet påverkades märkbart. Hur mycket gummi det hade rört sig om var oklart, men enligt RVF (1983) utgjordes 15 % av industriavfallet av gummi under 1980-talet. Samma industriavfallsinventering presenterade slutsatsen att 53 % av industriavfallet i Trelleborg utgjordes av brännbart material. Den brännbara fraktionen utgjordes till 31 % av trä och 25 % av papper. (RVF, 1983) Brännbart industriavfall antogs i fallstudien, uppskattat från samma industriavfallsinventering, vidare innehålla 4 % textil. Detta gjorde att industriavfallet totalt i fallstudien antogs innehålla 16 % trä, 13 % papper och 2 % tyg. Enligt en indelning presenterad i SYSAV (1977a) ingick park- och trädgårdsavfall i det icke brännbara avfallet. Park- och trädgårdsavfall utgjorde, enligt samma källa, 23 % av det icke brännbara avfallet, vilket innebar 11 % av det totala industriavfallet. Matavfallet uppskattades i en annan industriavfallsinventering, gjord på NSR, utgöra 1 % av den totala mängden industriavfall (Björnsson och Meijer, 2004). Den ovan redogjorda sammansättningen på industriavfallet antogs i fallstudien vid modelleringen för de tidiga åren 1976-1987, och illustreras i Figur 16.



Figur 16. Sammansättning på industriavfallet, Albäck, som antogs för åren 1976-1987. Plast, gummi och övrigt icke brännbart har inte tagits med i modelleringen.

Blandat avfall 1988-2008

Det blandade avfallet indelades som nämnts ovan i bygg- och rivningsavfall, park- och trädgårdsavfall, blandat industriavfall och grovavfall från hushåll. Nedan följer en redogörelse för de uppskattningar och antaganden som i fallstudien gjorts gällande sammansättningen av de olika avfallsslagen som utgör det blandade avfallet.

Av ovan nämnda avfallsslag var det speciellt svårt att uppskatta deponerade mängder av det blandade industriavfallet. Blandat industriavfall består, som benämningen antyder, av en

blandning av många olika materialslag vilka kan vara både brännbara och inerta. För att i fallstudien kunna uppskatta sammansättningen av det blandade industriavfallet avfallet var det därför nödvändigt att uppskatta det blandade industriavfallets innehåll av brännbart respektive inert material. Enligt en undersökning av Naturvårdsverket (1992a), från främst storstadsområdena, utgjordes industriavfallet till ca 50 % av brännbart avfall. Sammansättningen av den brännbara delen av det blandade industriavfallet antogs i fallstudien vara samma som den brännbara delen i industriavfallet mellan 1976 och 1987. Sammansättningen på det brännbara avfallet från både det blandade industriavfallet och det brännbara industriavfallet antogs alltså inte ha förändrats under de studerade åren, 1976-2008. Matavfall antogs i fallstudien utgöra 1 % av summan av det blandade industriavfallet, det blandade bygg- och rivningsavfallet samt det brännbara industriavfallet. Park- och trädgårdsavfallet antogs i fallstudien, i likhet med SYSAV (1977a), tillhöra det icke brännbara avfallet, i detta fall resterande 50 %. Samma andel, 23 %, antogs i fallstudien som i fallet med industriavfallet mellan 1976-1987.

Byggavfallets sammansättning i fallstudien baserades på Naturvårdsverkets manual för beräkning av avfallsmängder från 1992 där det framgick att 7 % av byggavfallet bestod av plast, 37 % av trä och 12 % av papper (Naturvårdsverket, 1992b). Siffrorna angivna ovan är medelvärden av de intervall som anges i manualen. "Skrot och övrigt" utgjorde enligt samma manual 45 % av byggavfallet (Naturvårdsverket, 1992b). Textil antogs i fallstudien utgöra 2 % av byggavfallet. Detta antagande baseras på uppgifter ur RVF (1983). Samma sammansättning antogs i fallstudien för byggavfallet under samtliga år.

Det brännbara industriavfallet antogs i fallstudien ha samma sammansättning som den brännbara delen av det blandade industriavfallet, 1987-2008, och som industriavfallet, 1976-1987.

4.3 FILBORNA

4.3.1 HISTORIK

År 1951 var deponierna i Helsingborgs närhet så gott som utfyllda. Helsingborg Stad beslutade därför att köpa Filbornagården och Väla Nygård för anläggandet av en ny deponi, Filborna. Området beräknades räcka för omhändertagande av stadens avfall ända fram till år 2000. (Fredriksson, 1995) Filborna invigdes 1951 (Fredriksson, 1995), och var avsedd för fastighetsopor och fabriksavfall (Hälsingborgs renhållningsverk, 1956). Några år efter invigningen av Filborna togs övriga deponier i Helsingborg ur drift (Fredriksson, 1995).

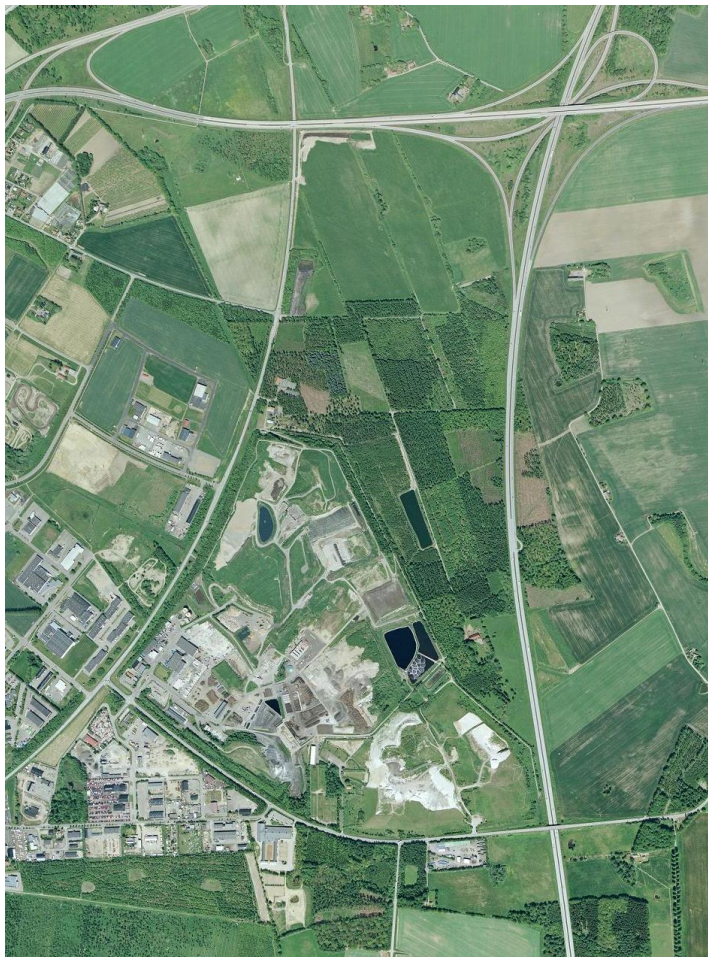
Den rådande behandlingsmetoden för avfall på Filborna var till en början den så kallade Bradfordmetoden. Metoden byggde på avfallets förmåga till självförbränning och gick till på följande vis: efter att avfallet deponerats gick någon och trampade runt i avfallet för att det skulle utjämnas och packas. Avfallet fick sedan ligga några dagar för att få tid att sjunka ihop. Mer avfall lades därefter ovanpå det ihopsjunkna avfallet och proceduren upprepades. När avfallshögen ansågs färdigfylld täcktes högen slutligen av ett lager aska eller grus. Snart steg värmen i högen till uppemot 70°C och den önskade självförbränningen tog fart. Avfall som inte gick att behandla med Bradfordmetoden eldades upp. Det finns uppgifter om att avfallet behandlades med Bradfordmetoden på Filborna fram till 1959. Förbränning av avfall på Filborna upphörde på slutet av 1960-talet. (Fredriksson, 1995)

I mitten av 1950-talet investerade Helsingborg Stad i en bandtraktor med skovel som skulle kunna sköta utjämning och packning av avfallet på Filborna. Mot slutet av 1960-talet köptes den

första kompaktorn in till anläggningen. Med kompaktorns hjälp kunde avfallet krossas och packas på ett sätt som inte tidigare varit möjligt. (Fredriksson, 1995)

Avfallsbehandling i övriga nordvästskånska kommuner

Båstad och Höganäs hade 1970 egen avfallsbehandling i form av förbränning och deponering. Tjörrodsupplaget i Höganäs var avsett för hushålls- och industriavfall och hade tillstånd att vara i drift fram till 1986. Klippan, Perstorp och Örkelljunga bildade 1971-1973 Norra Åsbo Renhållnings AB (NÅRAB), som skulle svara för avfallsbehandling och renhållning i de tre kommunerna. Bjuv, Åstorp och Ängelholm tecknade vid samma tid avtal om att lämna sitt hushållsavfall, och i viss omfattning även industriavfall och slam, till Filborna, med start 1973. Åstorps- och Ängelholms kommun hade vardera en omlastnings- och en komprimeringsstation för vidare transport av hushålls- och industriavfall till Filborna. (NSK, 1979)



1982 bildade kommunerna Bjuv, Båstad, Helsingborg, Höganäs, Åstorp och Ängelholm gemensamt ett regionalt avfallsbolag: Nordvästra Skånes Renhållnings Aktieföretag, NSR (NSRa, 1990). Båstad kommun började deponera avfall på Filborna år 1987 och Höganäs år 1988 (Meijer, 1985). NSR tog successivt över ansvaret för Filborna från och med 1988, och 1990 övertogs anläggningen helt av NSR (NSRa, 1990-1995). En flygbild över deponin visas i Figur 17.

Branschspecifikt industriavfall togs ofta omhand av företagen själva medan det blandade avfallet från industrier transporterades till kommunala avfallsanläggningar. Exempel på industrier som under 1980-talet hade egna deponier för sitt branschspecifika avfall var Findus i Bjuv, Höganäsbolaget i Höganäs samt Boliden och Alufluor i Helsingborg. Schakt- och rivningsmassor samt parkavfall togs omhand i respektive kommun (NSK, 1979).

Figur 17. Flygbild över NSRs deponi Filborna, Helsingborg. (NSR, 2010c)

Kommunalt avfallsmonopol

Helsingborg Stad utökade 1980 det kommunala monopolet på hantering av hushållsavfall för att också inkludera industriavfall. Monopolet innebar att kommunen ensam ansvarade för insamling och behandling av både hushålls- och industriavfallet, men att kommunen kunde anlita entreprenörer för att sköta transporter. (Fredriksson, 1995) Eftersom det före 1980 var fritt fram för vem som helst att transportera och deponera industriavfall på Filborna finns ingen konkret uppfattning om var industriavfallet deponerades eller vad det bestod av. Dessutom förekom olovlig deponering. (Helsingborgs stad, 2007)

Deponering i celler

Fram till slutet av 1980-talet deponerades allt avfall i samma tipsår. Undantaget var slam från hamnens oljeavskiljningsanläggning och kolaska, som deponerades åtskilt i bäddar av fibermaterial. Deponitekniken förfinades i slutet av 1980-talet genom att man delade in deponin i celler för olika avfallsslag. Målsättningen var att optimera gasuttaget från celler med högt biologiskt nedbrytbart innehåll. (VIAK, 1989b)

Deponin delades in i bioceller, grovavfallsceller (senare kallade deponiceller), askdeponi och ett upplag för inerta massor. I biocellerna deponerades främst hushållsavfall och utvalt biologiskt nedbrytbart industriavfall. I grovavfallscellerna deponerades övrigt nedbrytbart industriavfall, i första hand sorteringsrejekt från torrt industriavfall (NSRa, 1990-1995).

Biologisk behandling i bioceller och biocellreaktorer

Fyra testceller för nedbrytning av avfall med ett högt innehåll av biologiskt nedbrytbart material anlades på Filborna 1990. Testcellerna anlades i pilotskala som en del av ett forskningsprojekt, det så kallade testcellsprojektet, finansierat med stöd från Statens Teknik- och Utvecklingsverk (NUTEK). (RVF, 1997b) Stor vikt lades vid upplägningsteknik, med syfte att påskynda nedbrytningsprocessen. Upplägningen av avfallet skedde i två steg. Först lades hushållsavfall i ett luckert lager på botten av varje cell för att aerob nedbrytning av avfallet skulle påbörjas. Detta inledande komposteringskede syftade till att korta ned den anaeroba nedbrytningens syrabildningsfas och påskynda metanbildningen. Efter ca 3 månader av kompostering påbörjades fyllning av cellerna med avfall. Avfallet kompakterades varvid syrefria förhållanden bildades i cellerna så att anaerob nedbrytning och medföljande metanproduktion tog vid. (RVF, 1997b)

Testcellerna var helt fyllda i april 1991. Forskningsprojektet förlängdes med två år, till och med utgången av 1994, och gav erfarenheter som användes vid anläggandet av bioceller i full skala. (RVF, 1997b)

Bioceller

Mellan åren 1991-1995 anlades fem bioceller i full skala på Filborna. Startår, slutfyllnadsår samt eventuell period med kompletteringsfyllnad presenteras, enligt uppgifter från miljörapporter, för respektive biocell i Tabell 1.

Tabell 1. Kartläggning över startår, slutfyllnadsår samt eventuell period av kompletteringsfyllning.

Filbornas bioceller	Startår	Slutfylldes	Kompletteringsfylldes
Biocell 200	1991	1993	1999-2001
Biocell 300	1991	1993	1994-2001
Biocell 400	1993	1994	1998-2001
Biocell 500	1993	1995	1999-2001
Biocell 600	1996	1998	1998

De första två biocellerna, biocell 200 respektive 300, anlades 1991 på ett område norr om testcellerna. Fyllning av avfall pågick fram till 1993 då biocell 200 slutfylldes och biocell 300 avställdes tills vidare. I september samma år tog fyllning av två nya bioceller vid, biocell 400 respektive 500. (NSRa, 1990-2009) Biocell 400 slutfylldes 1994. Vid slutet av samma år återupptogs fyllningen av biocell 300. Biocell 500 slutfylldes 1995. En ny biocell, 600, anlades och invigdes i februari 1996. Fyllning av biocell 300 pågick fortfarande 1998, samma år som biocell 600 slutfylldes. Kompletteringsfyllning av biocell 400 påbörjades 1998, efter slutfyllnad av biocell 600, och fortsatte under efterföljande år. Ytterligare kompletteringsfyllning av biocell 200, 300, och 500 skedde från 1999 till och med februari 2001. (NSRa, 1990-2009)

Avfallet som gick till bioceller utgjordes av restavfall från hushåll samt utsorterat, biologiskt nedbrytbart industriavfall. Uppläggningsförfarandet var detsamma som för testcellerna. Samtliga bioceller var sluttäckta 2002. (NSRa, 1990-2009)

Biocellreaktorer

År 2001 övergick NSR från behandling i bioceller till behandling i Biocellreaktorer (BCR). BCR-tekniken syftar till att uppnå en kontrollerad och effektiv nedbrytningsprocess. Förbehandlingen av avfallet till BCR var mer långtgående jämfört med den för bioceller. Avfallet förbehandlades genom sönderdelning, blandning och tillsats av vatten, innan det lades i BCR. Rötningen i BCR skedde satsvis, med en beräknad processtid av fyra till sju år. Efter genomgången processtid och nedbrytning i BCR planerades avfallet att grävas upp och siktas. Siktresten skulle sorteras i en återvinningsbar fraktion, en komposterbar fraktion som användes som jord och en icke återvinningsbar rest till deponering. Ofullständigt nedbrutet avfall skulle återföras till BCR för att åter genomgå behandling. Första Biocellreaktorn, BCR 1, togs i drift mars 2001 och slutfylldes i oktober 2002. (Björnsson och Meijer, 2004) I Figur 18 visas en bild av BCR 1 under anläggandefasen. Den andra Biocellreaktorn, BCR 2, påbörjades 4 oktober 2002 efter färdigfyllnad av BCR 1 (NSRa, 2002).



Figur 18. Vy över BCR 1 då denna var under konstruktion (Björnsson och Meijer, 2004).

Behandling av restavfall i BCR har av NSR klassats som en biologisk behandlingsmetod med anledning av att avfallet efter genomgången processtid avsågs grävas upp och efterbehandlas (Björnsson och Meijer, 2004). Behandlingen godkändes, inom ramen för deponeringsförbudet om utsorterat brännbart avfall 2002, av Länsstyrelsen i ett föreläggande i slutet av 2000. I ett nytt beslut i december 2002 klassade dock länsstyrelsen behandlingen av restavfall i BCR och bioceller som "deponering av utsorterat brännbart avfall". Till följd av länsstyrelsens beslut tvingades NSR i februari 2003 att avbryta behandlingen av restavfall med BCR-teknik. Efter att ha sökt och fått dispens enligt deponeringsförordningen (2001:512) för fortsatt behandling i BCR och bioceller återgick NSR till den tidigare utnyttjade tekniken med bioceller. Restavfallet behandlades under återstoden av 2003 i den nyanlagda biocell 2003. (NSRa, 2003)

Gasutvinningssystemet

Filbornas ursprungliga gasutvinningssystem togs i drift 1985 och har sedan starten byggts ut i etapper. En ritning över nuvarande gasutvinningssystem visas i Figur 19. Gasutvinningssystemet är ett kombinerat system som består både av borrhåll gasbrunnar och horisontella dräner. Lager med gasdräner installerades i alla bioceller och togs successivt i drift från 1993 (NSRa, 1995). Deponigas utvinns också från BCR 1 och BCR 2 samt från BC 2003. Både gasbrunnar och gasdräner leds via reglerhusen till en kompressorstation. I kompressorstationen skapas dels det

1998 togs det 11:e reglerhuset (RB11) i drift och 20 st. nya gasbrunnar installerades i biocell 400-600. Antalet gasbrunnar i drift efter nyinstallationen var ca 80 st. 2002 borrades 20 st. nya djupborrade gasbrunnar. Samma år togs ytterligare tre gasfacklor i drift för uttag av gas från delar av deponin där gasutvinnings-systemet inte fungerat tillfredsställande. (NSRa, 1998-2002) En av Filbornas gasbrunnar visas dels ovan jord dels i genomskärning i Figur 20.

En biogasanläggning för pumpbart, rent organiskt avfall togs i drift 1996 på Filborna. Biogasanläggningen emottar olika typer av organiskt avfall såsom slakteriavfall, avfall från livsmedelsindustrin, gödsel och fettavskiljarslam. (NSRa, 1996)

Ask- och specialdeponin

I askdeponin deponeras förbränningsrester från förbränning av kol och biobränslen och sedan 1986 även asbest (NSRa, 1990). Det ses som en fördel att deponera kolaska och asbest tillsammans. Fördelarna med samdeponering är många: det minskar antalet asbestdeponier som annars skulle behövas inom Filborna, deponering av asbest tillsammans med biologiskt nedbrytbart avfall undviks samt det möjliggör god tillgång av täckmaterial i form av aska under hela året (NSR, 1988). Under 2000-talet har askdeponin till viss del grävts ut och massorna använts som konstruktionsmaterial i deponin (Wikman et al., 2005).

Inom Filborna-området finns en särskild deponi för metallstoft och vissa andra specialavfall som kräver inkapsling och separat deponering. Den så kallade specialdeponin ligger avskild från övriga deponeringsområden och var i drift 1992-1997. (NSRa, 1992-1998)

4.3.2 INFORMATIONSSÖKNING

De avfallsmängder som deponerats på Filborna har liksom för Albäck klarlagts med hjälp av miljörapporter och statistikuppgifter. Miljörapporter för Filborna finns tillgängliga 1992-2009. Därtill finns statistikuppgifter från 1990 till 1999 samt mer detaljerad statistik över endast deponerade mängder 2004-2009. I statistiken för 1990-1993 har det tydligt framgått vilka mängder som gått till deponi medan för åren 1994-1997 det endast har funnits uppgifter om mottagna avfallsmängder. Miljörapporter från och med 1998 anger deponerade mängder, men med en grövre indelning av fraktioner än deponistatistiken från 2005-2009. I största möjliga mån har avfallsmängderna i fallstudien delats upp på deponiceller, bioceller och Biocellreaktorer. Gällande uppgifter om deponerade avfallsmängder före 1990 fanns diverse information hos Helsingborgs Stadsarkiv och Länsstyrelsen i Malmö att tillgå, samt litteraturuppgifter. De senare hämtades bland annat från en bok om nedlagda deponier i Helsingborg och en annan om Helsingborgs avfallshistoria. Tidigare personal på NSR utgjorde dessutom en värdefull kunskapskälla vid informationssökningen.

4.3.3 UPPSKATTNING AV DEPONERADE MÄNGDER

Deponerade hushållsavfallsmängder före 1970

Uppgifter om deponerade mängder på Filborna före 1970, i den mån information fanns tillgängligt, uppvisade en låg detaljnivå. Viss information fanns i Helsingborgs Stadsarkiv där uppgifter om deponerade mängder hushållsavfall, i form av hur många sopkärl som renhållningsverket hämtade varje år, fanns tillgängliga. Eftersom sopkärlen rymde 100 liter (Svenska kommunaltekniska föreningen, 1943) och hushållsavfallets densitet på den tiden var ungefär 0,225 ton/m³ (Hälsingborgs renhållningsverk, 1961) kunde deponerade mängder hushållsavfall i fallstudien uppskattas, uttryckt i ton per år. Uppgifter om deponerade mängder hushållsavfall fanns angivna i ton från och med 1960. (Hälsingborgs renhållningsverk, 1961)

Det togs i fallstudien hänsyn till att avfall i större eller mindre utsträckning brändes på deponier i Sverige under 1950- och 1960-talet. Enligt Sveriges Officiella klimatrapportering 2010 förekom

bränning av avfall på 311 av landets dåvarande 847 deponier. I rapporteringen har det antagits att 37 % av allt hushållsavfall brändes innan 1976. (Naturvårdsverket, 2010b) Utifrån dessa uppgifter gjordes i studien det förenklade antagandet att en tredjedel av hushållsavfallet brändes, genom förbränning på plats eller enligt Bradfordmetoden, på Filborna fram till miljöskyddslagens införande 1969 då förbränning av avfall på Filborna ska ha upphört (Meijer, 2010). Det är dock viktigt att ha i åtanke att det troligtvis endast var en del av hushållsavfallet som genomgick fullständig förbränning. En del av avfallet kan, på grund av otillräcklig förbränning, mycket väl kan ha brutits ned och varit föremål för deponigasbildning. Eftersom det i examensarbetet var omöjligt att veta i vilken utsträckning förbränning ägde rum antogs det att en tredjedel av den deponerade mängden, om hänsyn togs till avfall som delvis eller inte förbrändes, bidrog till gaspotentialen. Detta antagande var också i linje med hur Naturvårdsverket angripit problemet (Naturvårdsverket, 2010b).

Deponerade industriavfallsmängder före 1970

Att uppskatta deponerade mängder industriavfall på Filborna var mer problematiskt än att uppskatta hushållsavfallsmängderna. Dessutom hittades ingen uppgift som kunde ge någon indikation på hur mycket industriavfall som kan ha bränts eller behandlats enligt Bradfordmetoden. I brist på information uppskattades i studien att 50 % av det brännbara industriavfallet brändes eller behandlades med Bradfordmetoden före 1969, det vill säga att 50 % av det brännbara industriavfallet var föremål för nedbrytning.

För år 1969 fanns en källa på deponerade mängder handels- och industriavfall på Filborna, inräknat rivningsmassor och täckmaterial som använts på deponin (Helsingborgs gatunämnd, 1973). Denna källa användes för att i studien uppskatta deponerade mängder industriavfall före 1969. Mellan 1951 och 1969 antogs i studien en årlig ökning med 1 % i deponerade industriavfallsmängder.

Deponerade avfallsmängder mellan 1970-1990

Deponerade avfallsmängder på Filborna före 1990 hittades i Samuelsson et al., (2005) där deponerade mängder hushållsavfall samt industriavfall fanns angivna för Filborna för åren 1980 och 1988. Uppgifter om deponerade mängder mellan 1970 och 1980 hittades inte, med undantag av en uppgift om deponerad industriavfallsmängd för år 1978 (NSK, 1979). Baserat på tillgängliga mängduppgifter antogs i studien en linjär ökning eller minskning under de år då information saknades, beroende på trenden mellan de år då mängduppgifter fanns tillgängliga.

Deponerade mängder i test- och bioceller

Biocellerna på Filborna bestod av två typer; de fyra testcellerna från testcellsprojektet och de ordinarie biocellerna 200, 300, 400, 500, 600 och 2003. Två av testcellerna grävdes år 2000 upp och användes som konstruktionsmaterial till vallbyggen och täckskikt. Resterande två testceller grävdes upp 2003 och användes på liknande sätt som materialet från de två andra testcellerna (NSR Research, 2000). Mellan 1990 och 2000 antogs i fallstudien, enligt Meijer (2010), att allt deponerat hushållsavfall gått till bioceller. Uppgifter om deponerade mängder för åren 1991-1997 hämtades ur statistikfiler från NSR. Från och med 1998 fanns det i miljörapporterna angivet hur stora mängder restavfall från industri och hushåll som gått till bioceller. Information togs därför från dessa med start år 1998. I NSRs statistikfiler från samma tidsperiod fanns tydligt angivet vilka mängder slam av olika typer som gått till bioceller. Eftersom slammängderna i fallstudien antogs ingå i industriavfall subtraheras dessa från restavfall från industri. En del mindre avfallsfraktioner hade också gått till bioceller, men eftersom mängderna var mycket små i sammanhanget exkluderades dessa fraktioner i modelleringen.

Deponerade mängder i BCR

Uppgifter på avfallsmängder som gått till BCR togs från Björnsson och Meijer (2004). Uppgifter fanns även att tillgå i miljörapporter, men ur dessa framgick det inte om det inkomna avfallet som

skulle gått till BCR verkligen hade gjort det eftersom mängderna enligt tabell inte stämde överens med de i texten angivna mängderna. Dock stämde mängduppgifterna från texten miljörapporterna överens med uppgifter från Björnsson och Meijer (2004) varför dessa mängder vidare användes i fallstudien.

4.3.4 ÖVRIGA DEPONERADE AVFALLSFRAKTIONER

Slakteriavfall

Slakteriavfall har deponerats på Filborna (NSRa, 1992-2000), men eftersom det inte framgick under vilka år eller i vilka mängder valdes i fallstudien att inte inkludera slakteriavfall i modelleringen.

Slam

Fram tills biocellernas idrifttagande deponerades allt slam, förutom slam från hamnens oljeavskiljningsanläggning, i tipsåret på deponin. (VIK, 1989b). Fettavskiljarslam är ett exempel på en typ av slam som deponerats i tipsåret på deponin och senare i bioceller, enligt NSRs statistikfiler. Då det enligt VIK (1989b) rörde sig om ej avvattnat slam exkluderas fettavskiljarslam, i likhet med resonemanget i kapitel 4.2.5, i modelleringen även på Filborna. Filborna tog runt 1985 uppskattningsvis emot ca 10000 ton slamformigt industriavfall per år. Det slamformiga industriavfallet indelades och specificerades med avseende på ursprung, mängd och lämplig slutbehandling. Nedan följer en kort beskrivning av de olika sorterna slam som togs emot på Filborna.

Bensinstationsslam

Bensinstationsslam är det slam som suggs upp från brunnar i bensinstationers tvätthallar. Slammet innehåller ca 1 % olja och 25-30 % sediment, mestadels finpartikulärt. (VIK, 1989b) 1993 invigdes på Filborna en anläggning för mottagning och behandling av oljehaltiga slam från bensinstationer och liknande. Tre olika faser uppkommer vid slambehandlingen: en olje-, en vatten- och en slamfas. Oljan transporteras vidare till slutlig behandling i destruktionsanläggning. Vattenfasen spreds i biocell 400 där det fanns ett speciellt lakvattenuppsamlingssystem. Slamfasen behandlas vidare genom kompostering med halm och hästgödsel (NSRa, 1992-2000). Trots att bensinstationsslam deponerades på Filborna innan behandlingsanläggningen togs i drift gjordes i studien antagandet att slammet, på grund av sin karaktär, innehöll en mycket liten andel biologiskt nedbrytbart material, varför fraktionen exkluderades i modelleringen.

Lim- och ridåvatten

Lim- och ridåvatten innehåller vattenbaserat lim och vattenbaserad färg och kännetecknas av en mycket hög vattenhalt (VIK, 1989b). Slammet exkluderades i fallstudien på grund av sitt oorganiska innehåll.

Bioslam

Uppgifter om deponerade mängder bioslam hittades som tidigast för år 1985 (VIK, 1989b), och fanns för åren på 1990-talet angivet i statistikfiler från NSR. Bioslam deponerades under 1990-talet i bioceller och senare i Biocellreaktorer. Efter idrifttagande av biogasanläggningen 1996 gick en del av bioslammet dit enligt NSRs statistikfiler. I fallstudiernas inledande skede framstod bioslam, i likhet med fettavskiljarslam, som en mycket viktig avfallsfraktion att inkludera i modelleringen. Vid närmare efterforskning, med hänsyn taget till den höga vattenhalten, visade sig dock bioslammets bidrag till gasproduktionen vara försumbar. Bioslam antogs i fallstudierna, i likhet med oförtjockat fettavskiljarslam, ha en TS-halt på 2-4 % och en VS-halt på 96-98 % av TS. Den största delen VS i bioslam antogs i fallstudierna vara biologiskt nedbrytbart. Det senaste antagandet resulterade i ett uppskattat DOC på 2-4 % för bioslam, vilket i sammanhanget är mycket lågt, varför bioslam exkluderades i modelleringen.

Processvattenslam

Filborna har emottagit processvattenslam från ett antal industrier med varierande verksamhet. Processvattenslam är ett annat namn för det tvättvatten som användes vid rengöring av utrustning på industrier. Det kunde till exempel vara processpill uppslammat i vatten eller slam från hamnens oljeavskiljningsanläggning. Vilken typ av behandlingsmetod för processvattenslam som valdes varierade från fall till fall, men en del av slammet deponerades. På grund av slammets heterogena karaktär och varierande ursprung var det i fallstudien mycket svårt att veta om eller till vilken grad processvattenslam bidrar till gasproduktionen. Hur mycket som deponerats var vidare osäkert och en del information tyder på att det troligtvis rör sig om små mängder. (VIAK, 1989b) Deponerat processvattenslam har troligtvis också, i likhet med fettavskiljarslam och bioslam, en mycket hög vattenhalt. På grund av ovan nämnda anledningar och svårigheter valdes att i fallstudien exkludera processvattenslam.

Flytande produktionsriskavfall från livsmedelsindustri

Flytande produktionsriskavfall uppstår i livsmedelsindustrin, främst från skalning och tvättning av grönsaker. Slammet innehåller skal, grönsaksrester och jord men innefattar även tarmrens från slakterier. På 1980-talet mottog NSR denna typ av slam från framförallt Findus, Magnihill, NNK Food och Slakteriprodukter (SLP). Slammet deponerades i tipsåret på deponin och senare i bioceller enligt NSRs statistikfiler. Det mesta av slammet som kom in till Filborna var inte avvattnat, och i fallstudierna antogs det därför ha haft en mycket hög vattenhalt. Flytande produktionsriskavfall exkluderades i fallstudien av denna anledning, motiverat med samma resonemang som ovan nämnda fettavskiljarslam, bioslam och processvattenslam.

Gatubrunnsslam

Gatubrunnsslam inkom till Filborna i slamsugsbilar. Efter separering i en vätskefas och en fast fas deponerades den fasta fasen. På grund av sin inerta karaktär antogs det i fallstudierna att gatubrunnsslam inte bidrar till gasproduktionen, varför denna uteslöts i modelleringen.

Lastrestavfall

Lastrestavfall är slam bestående av tvättvatten från rengöring av tankar med tallolja, fiskolja och kokosolja från hamnverksamheten i Helsingborg. Inkommande slam var ej avvattnat och deponerades direkt i tipsåret på deponin. (VIAK, 1989b) På grund av sin höga vattenhalt, och således låga innehåll av biologiskt nedbrytbart material, exkluderades lastrestavfall i modelleringen.

AVR-slam

Hela den uppkomna mängden AVR-slam i NSRs kommuner antogs i fallstudien ha spridits på åkermark före 1970. AVR-slam antogs i fallstudien ha deponerats på Filborna från och med 1970, vilket motiveras av införandet av miljölagstiftningen 1969 som rimligtvis har inneburit strängare regler kring deponering av slam på åkermark. Enligt uppgifter från 1979 spreds AVR-slam från Åstorps kommun och en begränsad del av AVR-slammet från Bjuvs kommun på åkermark (NSK, 1979). AVR-slam från Helsingborgs- och Ängelholms kommun deponerades dock på Filborna om metallhalterna i slammet översteg gränsvärden för spridning på åkermark (Länsstyrelsen Malmöhus län, 1989). Båstad kommun spred under samma tid AVR-slam på åkermark och Höganäs kommun skickade AVR-slam till deponi i Höganäs. Båda kommunerna skulle senare komma att skicka sitt avfall till Filborna. Gällande uppskattning av deponerade mängder AVR-slam på Filborna antogs i fallstudien en linjär ökning med 100 ton per år från 1970 fram till 1980, som var det första år för vilket dokumentation över deponerade mängder AVR-slam fanns att tillgå. TS-halten i AVR-slammet varierade från 16-21 % mellan de olika kommunerna. (NSK, 1979) Rötkamrarna installerades troligtvis ungefär samtidigt som reningsverken i Nordvästra Skåne togs i drift (NSVA, 2010a), varför AVR-slammet hela tiden, i fallstudien, antogs vara rötat slam.

Latrin

Latrin deponerades på Filborna med start på slutet av 1970-talet. Latrin från Helsingborg hade tidigare under 1900-talet transporterats till pudrettfabriken i Påarp där latrin blandades med torv och blandningen sålts till lantbrukare som gödselmedel på åkrarna. Pudrettfabriken lades ned 1975, samma år som ett nytt reningsverk stod färdigt i Påarp. Mängden latrin hade minskat men de mängder som renhållningsverket fortfarande tog emot tömdes till en början i en mottagningsstation på det nya reningsverket. Några år senare övergick man till att deponera latrin på Filborna. (Fredriksson, 1995) De uppgifter på deponerade mängder latrin som hittats har indikerat små mängder, varför fraktionen valdes att inte utredas vidare i fallstudien.

Aska

I Helsingborg har nuvarande Öresundskraft producerat fjärrvärme i sitt kraftvärmeverk sedan 1983. Kolpulver, som det mestadels har eldats med sedan starten, har successivt byts ut mot biobränslen och från och med 2006 har verket endast använt biobränslen (Öresundskraft, 2010).

Öresundskraft uppger att flygaskan mellan åren 1983 till 1995 gick till cementindustrin och således inte till Filborna. Detta stämmer med Meijer (1985) som anger att aska från Västhamnsverket och FBC-anläggningen i Helsingborg, det vill säga flygaska från kolförbränning, användes i cementtillverkning i så stor mån som möjligt runt 1985. Resterande mängder aska samt förbränningsrester från övriga anläggningar i regionen deponerades på Filborna (Öresundskraft, 2010). Från 1996 till 2006 eldades kol med inblandning av biobränslen, och flygaskan deponerades på Filborna. Askan var väl utbränd och kolet så hårt bundet att det är osäkert om det kan brytas ned i en deponi. Från 2007, då endast biobränsle eldades, användes flygaskan i huvudsak till gödselmedel i skog. Endast en mindre del deponerades. Bottenaskan från kraftvärmeverket i Helsingborg har gått till Filborna från 1983 till 2008. Efter 2008 har bottenaskan omförbränts och sedan deponerats. (Öresundskraft, 2010)

Halten oförbränt kol i bottenaskan från Öresundskraft var mellan 70-90 % och i flygaskan ca 10 % (Öresundskraft, 2010). Oförbränt kol i aska, det vill säga bränsle som inte brunnit ut, innehåller bland annat elementärt kol som i deponisammanhang anses vara inert. Den oförbrända delen innehåller även organiska föreningar (Bjurström och Suér, 1996) som troligtvis skulle kunna bidra till gasproduktionen. Halten organiska föreningar i den oförbrända delen antogs dock vara så låg att den försumrades i examensarbetet.

Det höga pH-värdet i aska, framförallt i flygaska, kan hämma nedbrytningen i en deponi under en tid, men den koldioxid som bildas kommer att neutralisera askan till ett buffrat pH kring 8 vilket passar metanogener bra. I de fall aska samdeponeras med annat avfall, exempelvis papper, kan det initialt höga pH-värdet i askan till och med påskynda hydrolysen av annat avfall. (Lagerkvist, 2010) Eftersom askan på Filborna deponerades avskilt från annat avfall borde inte en positiv nedbrytningseffekt, orsakad av askan, ha uppstått. Eftersom både botten- och flygaskan med största sannolikhet innehåller mycket lite organiska föreningar som inte skulle kunna bidra nämnvärt till gaspotentialen har aska exkluderats i modelleringen.

Gallerrens och sandfång

Gallerrens och sandfång har deponerats på Filborna. Deponering antogs i fallstudien ha skett med start 1960 med anledning av att de flesta reningsverk i nordvästra Skåne togs i drift under 1950- och 1960-talet (NSVA, 2010a). Uppgifter över deponerade mängder gallerrens hittades som tidigast från 1989. I fallstudien antogs en deponerad årsmängd på 1000 ton år 1960 varefter en linjär ökning antogs fram till 1989 års dokumenterade mängd på 3000 ton. Samma ökning, det vill säga ca 2 %, applicerades i fallstudien på åren 1989-2004. Utöver uppgiften om deponerade mängder gallerrens för 1989 hittades uppgifter om deponerade mängder för 2005 och framåt. Eftersom gallerrensmängderna från 2005 troligtvis genomgått tvättning, på grund av

deponeringsförbudet av organiskt material, exkluderades de relativt små mängderna gallerrens från 2005 och framåt i fallstudien.

Från och med 2005 angavs gallerrens och sandfång som två separata fraktioner. Gallerrens och sandfång kan mycket väl ha inkommit till Filborna som en fraktion enligt NSR, varför deponerade mängder gallerrens och sandfång i denna fallstudie behandlas som en avfallsfraktion för samtliga år före 2005.

4.3.5 AVFALLETS SAMMANSÄTTNING

I följande avsnitt uppskattas hur sammansättningen på avfallet som har deponerats på Filborna har varierat genom åren. Sammansättningen på avfallet som behandlats i bioceller och biocellreaktorer redovisas separat, men kan i vissa fall ha påverkat sammansättningen på det övriga deponerade avfallet vilket närmare kommer att presenteras i avsnittet.

Hushållsavfallssammansättning i deponiceller

Arbetet med att kartlägga hushållsavfallens sammansättning genom åren följde samma metod som för Albäck. Platsspecifika plockanalyser har använts i den mån de har funnits tillgängliga. De avfallsfraktioner som inkluderades i modelleringen för Filborna var liksom för Albäck följande: papper, trä, matavfall, trädgårdsavfall, blöjor och textil.

Industriavfallssammansättning i deponiceller

Baserat på ovan nämnda källa angående uppgifter om deponerade mängder handels- och industriavfall år 1969, inräknat täckmaterial i form av rivningsmassor och liknande (Helsingborgs gatunämnd, 1973), gjordes i fallstudien antagandet att 10 % av handels- och industriavfallet bestod av rivningsmassor och material till täckskikt fram till 1970. Vidare subtraherades dessa 10 % från de deponerade industriavfallsmängderna. Industriavfallet antogs i fallstudien till 20 % utgöras av byggavfall mellan åren 1951 och 2009. Antagandet baserades på andelen byggavfall i industriavfallet under 1986 och 1987 (VIAK, 1989a). Byggavfallens sammansättning antogs i fallstudien oförändrad genom alla år. Sammansättningen hämtades, i likhet med Albäck, från Naturvårdsverket (1992b).

Hur sammansättningen på det deponerade industriavfallet varierat baserades på en rad i fallstudien gjorda antaganden. Varje avfallsfraktion med ursprung i industriavfall: papper, trä, textil, matavfall, textil och trädgårdsavfall, utreddes enskilt. Det var mycket svårt att hitta uppgifter om platsspecifika industriavfallssammansättningar för Nordvästra Skåne. Till skillnad från Albäck verkade det dock inte ha funnits någon eller några specifika industrier som gett upphov till branschspecifikt industriavfall som påverkat industriavfallssammansättningen i väsentlig grad. I brist på platsspecifik data fick därför plockanalyser av industriavfall av mer nationell karaktär användas som källa till den i fallstudien valda industriavfallssammansättningen för Filborna. Arbetsmetodiken för framtagande av industriavfallssammansättningen förklaras i nedanstående stycken. Den i fallstudien uppskattade sammansättningen på industriavfall som deponerats i deponiceller redovisas i Tabell 2 för åren 1951-2009.

För åren 1970-1979 antogs i fallstudien en industriavfallssammansättning enligt RVF (1983) som beskrevs i kapitel 4.2.6. I fallstudien antogs andelen papper i industriavfall, för åren före 1970, vara högre än den i utredningen nämnda pappersandelen. Antagandet motiveras med att andelen papper i hushållsavfall nådde sin kulmen under 1960-talet (Hogland, 2006) till förmån för ökad plastanvändning och att denna trend borde avspeglas även i industriavfallssammansättningen. Andelen papper i industriavfallet antogs i fallstudien därför vara 25 % mellan åren 1951 och 1969. Med anledning av att papper antagligen brändes i stor utsträckning före 1970 reducerades den i studien uppskattade andelen papper i deponerat industriavfall till hälften, det vill säga till ca 12 %. I fallstudien antogs vidare andelen papper i industriavfall, från 1980 och framåt, vara 25 %. Antagandet motiverades av den i samhället ökade pappersanvändningen och den ökade

metallåtervinningen (SYSAVc, 1986-1990), vilket kan tänkas ha medfört att pappersandelen i industriavfallet ökade.

Andelen trä i industriavfall var enligt RVF (1983) strax över 40 %. Ingen annan uppgift på träinnehåll i industriavfall hittades varför andelen trä i industriavfall i fallstudien antogs till 40 % mellan år 1970 och 1989. Vidare gjordes i fallstudien antagandet att andelen trä i industriavfall var densamma för åren före 1970. På grund av förbränningen på deponin uppskattades andelen, på samma sätt som papper, till hälften, det vill säga 20 %. 1990 och framåt antogs i fallstudien att papper utgjorde 20 % av deponerat industriavfall då sortering av industriavfall på Filborna tog fart på 1990-talet (NSRa, 1990-2000).

Andelen textil i industriavfallet antogs i fallstudien, enligt RVF (1983), vara 2 % för åren 1970-2009. För åren före 1970 antogs i fallstudien andelen textil ha varit densamma, men med hänsyn till förbränningen uppskattades även andelen för denna avfallsfraktion ha halverats.

För att kunna uppskatta sammansättningen av matavfall i det deponerade industriavfallet var det nödvändigt att ta hänsyn till avfallssammansättningen i bioceller och BCR. I testcellerna var det känt att industriavfallet till ca 50 % bestod av matavfall (RVF, 1997c). Samma sammansättning antogs i fallstudien för industriavfallet som lades i bioceller. Då biogasanläggningen togs i drift 1996 gick en del av det rena matavfallet som tidigare gått till bioceller istället till biogasanläggningen, vilket påverkade industriavfallssammansättningen till biocellerna. I fallstudien antogs att allt rent utsorterat matavfall gick till biogasanläggningen från och med 1996. Industriavfallet som gick till bioceller antogs i fallstudien från och med 1996 innehålla 15 % matavfall. Det senaste antagandet baseras på skillnaden i industriavfallsmängder till bioceller mellan åren 1995 och 1996, där skillnaden antogs bestå av matavfall som istället för att som tidigare ha gått till bioceller nu gick till biogasanläggningen.

Industriavfallsmängderna till bioceller minskade med ungefär 35 %, motsvarande 4500 ton, mellan 1995 och 1996. Hela denna mängd antogs i fallstudien alltså vara matavfall som istället för att gå till bioceller nu hänvisades till biogasanläggningen. Eftersom det tidigare i fallstudien antagits att industriavfallet till bioceller till 50 % bestod av matavfall antogs resterande andel matavfall (15 %) återstå i industriavfallet till biocellerna.

För att kunna bedöma andelen mat i det deponerade industriavfallet före 1989, då varken bioceller eller biogasanläggning fanns, beräknades mängden matavfall som gick till biogasanläggningen år 1996. Denna mängd motsvarade ca 10 % av de totalt deponerade industriavfallsmängderna på Filborna under åren före 1996. Med förutsättning att andelen mat i industriavfallet behölls konstant gjordes antagandet att andelen matavfall i det totala industriavfallet mellan åren 1980 och 1989 var ungefär 10 %. 1990 utgjorde ett undantag, då detta var det år under vilket testcellerna fylldes. Avfallsmängden till testcellerna, som var kända enligt (RVF, 1997c), utgjorde visserligen en liten del jämfört med totalt deponerade industriavfallsmängder. Med utgångspunkt från uppgifterna om deponerade mängder i testcellerna antogs i fallstudien matavfall utgöra 6 % av industriavfallet som deponerades i deponiceller. Från och med 1991, det år biocellerna togs i drift, antogs i fallstudien matavfallet utgöra 1 % av det industriavfall som inte gick till bioceller. Uppgifter om andelen matavfall i det deponerade industriavfallet före 1980 saknades, men eftersom det antagits att industriavfallet till 10 % utgjorts av matavfall under 1980-talet samt att andelen matavfall antogs ha minskat uppskattades att industriavfallet under 1970-talet till 5 % bestod av matavfall. Mellan 1951 och 1969 antogs i fallstudien matavfallet utgöra 1 % av industriavfallet, hänsyn taget till att förbränning av avfall, som tidigare nämnts, förekom på Filborna.

Enligt SYSAV (1977a) utgjorde park- och trädgårdsavfall drygt 10 % av den totala industriavfallsmängden som deponerades på Albäck, Trelleborg. I brist på andra källor antogs därför i fallstudien att industriavfallet som deponerats på Filborna mellan 1970 och 1989 hade ett

innehåll på 10 % park- och trädgårdsavfall. Samma sammansättning antogs i fallstudien för åren dessförinnan, men med hänsyn taget till förbränning antogs trädgårdsavfallet utgöra 5 % av den totala industriavfallsmängden 1951-1969. Kompostering antogs, enligt indikationer i miljörapporter, ha kommit igång 1990 på Filborna. Från och med 1990 antogs därför i fallstudien att allt trädgårdsavfall behandlades genom kompostering.

Sammansättningen på industriavfallet som deponerades i deponiceller under tidigt 2000-tal antogs samma som på industriavfallet till BCR, i enlighet med Björnsson och Meijer (2004). Industriavfallssammansättningen antogs alltså vara densamma oavsett var på Filborna industriavfallet deponerats. I Tabell 2 redovisas sammansättningen hos industriavfallet som deponerats i deponiceller, det vill säga utöver test- och bioceller samt BCR, mellan åren 1951- och 2009. Sammansättningen visas med en uppdelning av industriavfallet i avfallsfraktionerna papper, trä, textil, mat- och trädgårdsavfall.

Tabell 2. Sammansättning på industriavfallet, exklusive byggavfall, som deponerades i deponiceller, dvs. utöver test- och bioceller samt BCR på Filborna. Sammansättningen uppskattas för fyra olika tidsperioder mellan åren 1951 och 2009.

Avfallsfraktioner	Industriavfallssammansättningen (vikt%) i deponiceller				
	Papper	Trä	Textil	Matavfall	Trädgårdsavfall
1951-1969	13	20	3	1	5
1970-1979	20	40	6	5	10
1980-1989	25	40	6	10	10
1990-2009	25	20	6	1	0

Avfallssammansättning i test- och bioceller

Eftersom testcellernas syfte var att ligga till grund för de planerade biocellerna i fullskala antogs sammansättningen på avfallet till bioceller likna den till testceller, det vill säga 17 % industriavfall och 83 % hushållsavfall.

Industriavfallet kom till största del från livsmedelsindustrin och utgjordes av 50 % matavfall, 30 % papper och 20 % inert avfall. Denna sammansättning gällde egentligen testceller som fanns på Spillepeng i Malmö, men enligt RVF (1997c) kunde denna sammansättning även tillämpas på Filbornas testceller och enligt ovanstående resonemang således också på biocellerna. Andelen papper antogs vara 30 % under perioden 1990-2000. Andelen matavfall antogs vara 50 % fram till och med 1995 och sedan 15 % på grund av biogasanläggningens idrifttagande 1996. Antagandet om minskningen av andelen matavfall i industriavfallet till bioceller efter idrifttagande av biogasanläggningen förklaras enligt samma motivering som i tidigare stycke om industriavfallens sammansättning. Varken textilier eller trä fanns i RVF (1997c) angivet som en del av sammansättningen i industriavfallet till testcellerna. Att dessa avfallsfraktioner inte skulle ha ingått i industriavfallet till testcellerna ansågs dock orealistiskt, varför det i denna studie antogs att industriavfallet till bioceller till 6 % utgjordes av textil och till 10 % av trä.

Hushållsavfallens sammansättning i biocellerna antogs vara följande: matavfall, 46 %; trädgårdsavfall, 2 %; papper, 17 %; blöjor, 11 % och trä, 2 % (RVF, 1997c).

Avfallssammansättning i BCR

Avfallsfraktionerna som gick till BCR var uppdelade i restavfall från industri och hushåll. Sammansättningen på hushållsavfallet hämtades från en plockanalys av hushållsavfall till BCR gjord under 2000-talet i anslutning till att Biocellreaktorerna togs i drift (Björnsson och Meijer, 2004). I samma källa fanns också information om sammansättningen på restavfallet från industri som gick till BCR. Denna sammansättning användes för hela perioden som Biocellreaktorerna var i drift, 2001-2004. Sammansättningen på hushålls- respektive industriavfall till BCR som låg till

grund för modelleringen åskådliggörs i Tabell 3 nedan. Trädgårdsavfall och blöjor fanns inte angivna som separata avfallsfraktioner i hushållsavfallet. Däremot är det troligt att blöjor är inkluderat i fraktionen plast och gummi, som utgjorde 14 %, och att trädgårdsavfall finns inräknat i matavfall. Eftersom blöjor och trädgårdsavfall inte fanns angivet separat togs det heller inte hänsyn till dessa fraktioner i modelleringen.

Tabell 3. Sammansättning av restavfallet från hushåll och industri som behandlades i Biocellreaktorer mellan åren 2001-2004. Sammansättningen baseras på plockanalyser från NSR (Björnsson och Meijer, 2004).

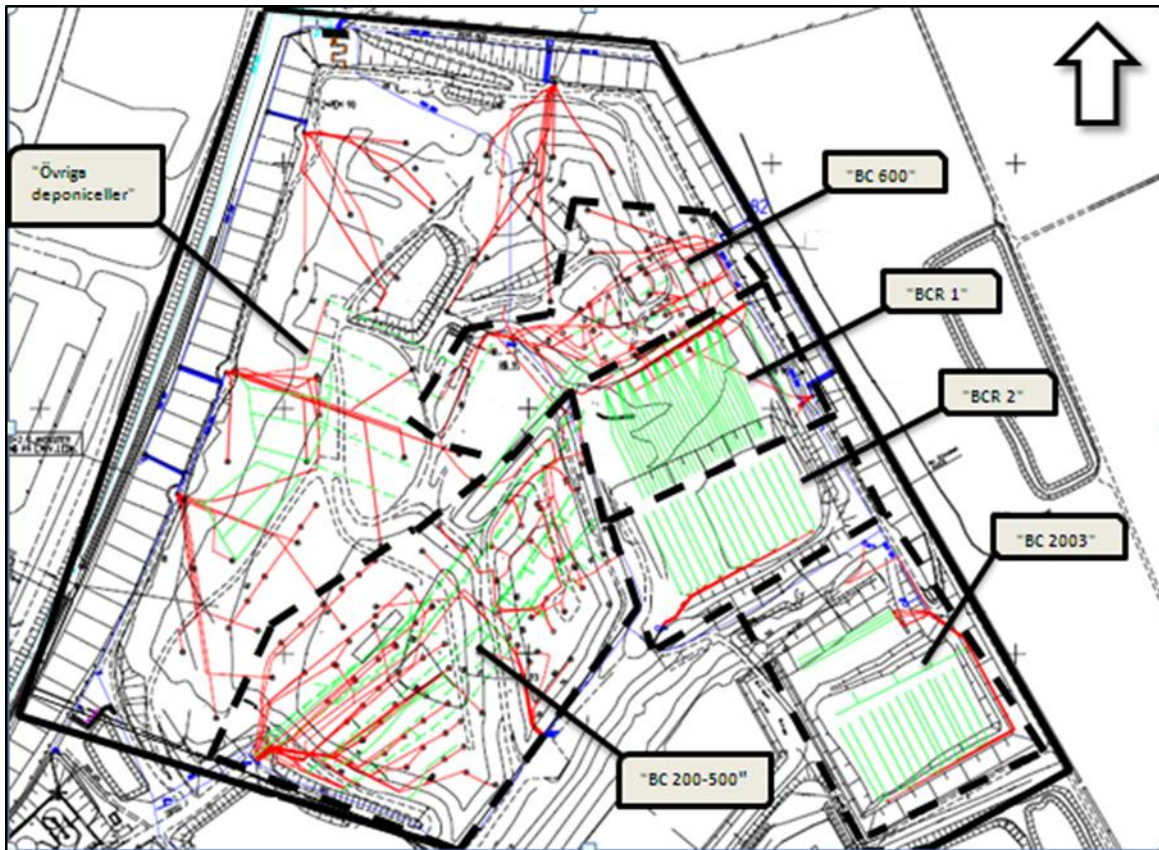
Sammansättning (vikt%)	Restavfall från hushåll	Restavfall från industri
Papper	21	25
Trä	6	18
Mat	43	1
Textil	6	6
Finfraktion	-	15

Förutom ovanstående restavfall från hushåll och industri deponerades det i BCR även en del gallerrens och sandfång samt övriga fraktioner i små mängder, varför det i modelleringen inte togs hänsyn till dessa fraktioner.

4.3.6 UPPDELNING I DELOMRÅDEN

Filborna delades upp i delområden dels på grund av sin storlek och dels för att möjliggöra jämförelse av deponigasproduktion för olika områden. Indelningen syns i Figur 21 nedan. Delområdena benämndes "BC 200-500", "Övriga deponiceller", "BC 600", BCR 1", "BCR 2" och "BC 2003". Fortsättningsvis i rapporten benämns delområden med citationstecken. Om inte citationstecken används åsyftas den specifika biocellen eller biocellreaktorn.

Sedan Filborna togs i drift 1951 har deponering skett med start söderifrån och norrut, samtidigt som deponin byggdes ut på höjden (Meijer, 2010). Deponins äldsta delar täcks ungefär in av det område som i studien benämns delområde "BC 200-500", se Figur 21. Inom detta delområde deponerades avfall, framförallt hushållsavfall, från den första tiden då Filborna var i drift. Industriavfall deponerades på ett område väster om denna del, som i studien tillhör delområde "Övriga deponiceller". Avfallsmängder som deponerats mellan 1951 och 1976 delades således, i studien, upp på två delområden: "BC 200-500" och "Övriga deponiceller".

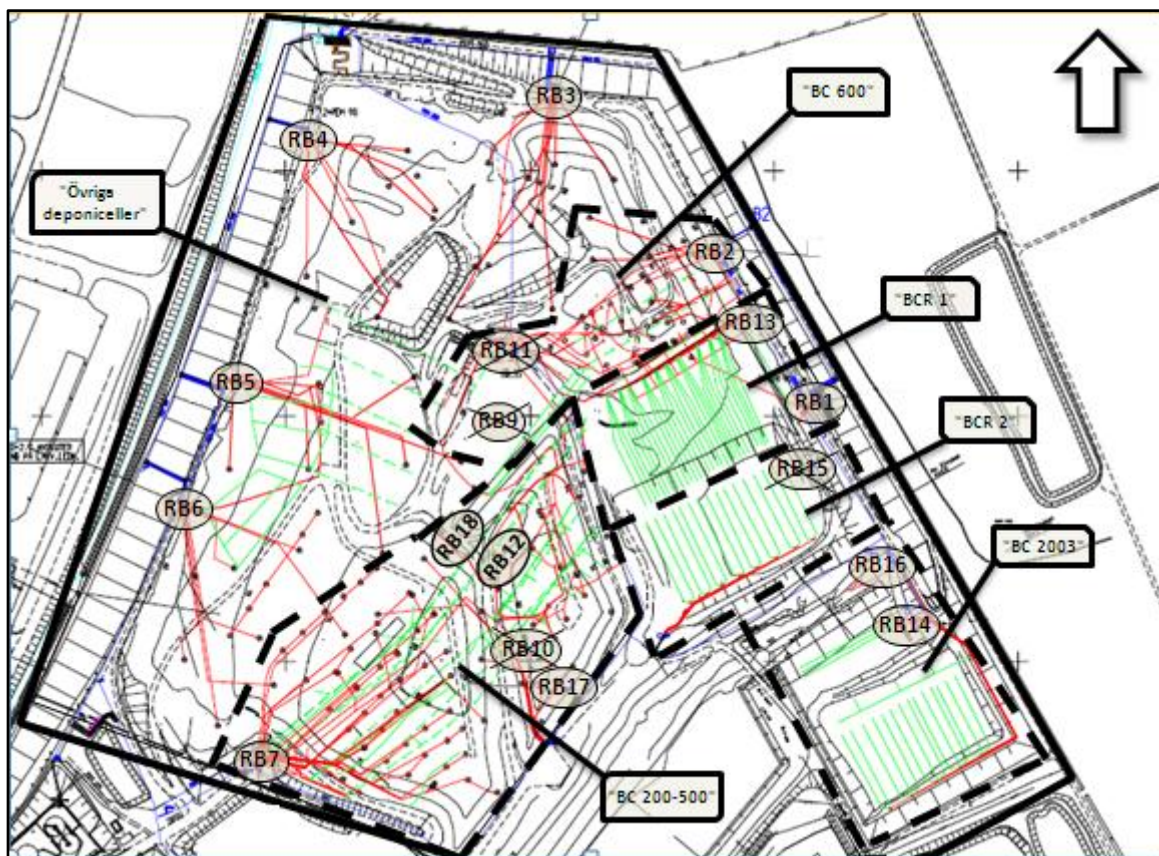


Figur 21. Karta över Filborna som visar den uppdelning i delområden som antogs i studien (NSR, 2010c).

Reglerbrunnar på de olika delområdena

För att möjliggöra jämförelse av den modellerade gasproduktionen för varje delområde med deponigasuttaget från respektive område delades reglerbrunnarna i gasutvinnningssystemet upp på de olika delområdena. En sådan uppdelning omgärdas av stor osäkerhet. Deponigasens rörlighet är en anledning till varför reglerbrunnarnas uttagsområden är svårbestämda. (Avfall Sverige Utveckling, 2010b). Rörligheten gör att gas som bildats inom ett visst område i deponin kan ta olika vägar och samlas upp av en uttagspunkt som inte är förenad med delområdet. En annan orsak till svårheten i att bestämma reglerbrunnarnas uttagsområden är att uttagssystemet har förändrats från idrifttagandet 1985. Inledningsvis placerades horisontella dräner ut efterhand som deponin växte fram, varefter uttagssystemet successivt utökades med borrar. Borrar kan inte borrar längre ned i avfallet än till 20 meters djup vilket innebär att det äldsta avfallet ofta inte har uttagspunkter i direkt anslutning. Deponiceller har dessutom separerats från varandra med skikt av varierande täthet, beroende på när de anlades, vilket kan försvåra gastransporten. En ytterligare källa till osäkerhet kopplad till uppdelningen av reglerbrunnar på olika delområden är det faktum att reglerbrunnar kan ha flyttats, uttagspunkter bytts ut, kopplats om eller slutat fungera. Reglerbrunn 1-6 (RB1-RB6) är idag, enligt driftspersonal på NSR, de enda reglerbrunnarna som finns kvar på sina ursprungliga platser.

Trots svårigheter förenat med att sammanföra uttagspunkter från reglerbrunnar med olika delområden gjordes en uppdelning, presenterad i Figur 22, baserad på kartor och information från NSR.



Figur 22. Karta över Filborna som visar reglerbrunnarnas placering i förhållande till olika delområden. Ett kryss över reglerbrunnen markerar att denna har flyttats, kopplats om eller tagits ur drift (NSR, 2010c).

4.3.7 DELOMRÅDEN – DEPONERADE MÄNGDER OCH GASUTTAG

I följande avsnitt redovisas vilka reglerbrunnar som antogs samla upp deponigas från respektive delområde samt under vilken tidsperiod avfall deponerades på respektive delområde. Deponerade mängder som tagits fram i ett tidigare skede av studien delades upp på de olika områdena, årsvis, med vägledning av NSR (2004). Gjorda antaganden i följande avsnitt är alltså baserade på information från NSR (2004) om inget annat anges. I slutet av avsnittet presenteras en tabell, Tabell 4, där det tydligt framgår under vilka år deponering ägde rum i respektive område. I en andra tabell, Tabell 5, sammanfattas vilka reglerbrunnar som i studien delgivits respektive delområde.

”BC 200-500” – RB7, RB10 och RB12

Delområde ”BC 200-500” antogs täcka in biocellerna 200, 300, 400 och 500 samt äldre avfall som deponerats bredvid och under biocellerna. Anledningen till att deponerat avfall, utöver avfallet i biocellerna, inkluderades var för att reglerbrunnarna i området inte bara samlar upp gas från biocellerna utan även från det äldre avfallet. Deponigas som bildats i delområde ”BC 200-500” antogs samlas upp av uttagspunkter från reglerbrunnarna RB7, RB10 och RB12. Fram till 1976 ska avfall ha deponerats på området som täcks in av RB6 och RB7, se Figur 22. Baserat på denna uppgift antogs att hälften av avfallet som deponerades mellan 1951-1976 hade placerats på området där RB7 har uttagspunkter, och den andra hälften på området som täcks in av uttagspunkter till RB6. Det bör noteras att detta är ett grovt antagande som gjordes i avsaknad av detaljerad information om var på deponin avfallet deponerats.

Mellan 1977 och 1988 deponerades avfall på områden där RB1, RB2, RB3, RB4, RB5, RB10 och RB11 har uttagspunkter. 23 % av den totala mängden deponerat avfall antogs under dessa år ha gått till området som täckts in av uttagspunkterna till RB10. Under ovan nämnda period

deponerades inget avfall i området för RB7. 1989-1990 antogs halva den totala mängden avfall som tillförts deponiceller ha deponerats i området för RB10. Åren därpå, 1991-1992, antogs halva mängden av det totalt deponerade industriavfallet ha deponerats på området för RB10. Allt hushållsavfall antogs under hela 1990-talet ha gått till bioceller, och därmed ha deponerats i området som täcks in av både RB7 och RB10. Hushållsavfallet antogs, som redogjorts i kapitel 4.3.5 om sammansättningen på avfall till test- och bioceller, utgöra 83 % av avfallet som behandlades i bioceller. Utifrån kända uppgifter om årligen tillförda mängder hushållsavfall i biocellerna kunde mängden industriavfall till biocellerna således uppskattas, som motsvarande resterande andel (17 %) av den totala.

1996, året då biocell 600 invigdes, antogs att två tredjedelar av avfallet som behandlades i bioceller behandlades inom "BC 200-500" och resterande mängd inom "BC 600". 1997 var endast biocell 300 och 600 i drift, enligt NSR (2004), vilket ledde till antagandet att hälften av de deponerade avfallsmängderna gick till respektive biocell. 1998 antogs 75 % av avfallet som behandlades i biocell gå till "BC 200-500". RB10 ersattes successivt av RB12 under senare delen av 1990-talet. År 2000 var sista året som det deponerades avfall på området "BC 200-500".

"Övriga deponiceller" - RB1, RB3, RB4, RB5 och RB6

"Övriga deponiceller" täcker ett stort deponiområde och har i examensarbetet tilldelats RB1, RB3, RB4, RB5 och RB6. Hälften av avfallet som deponerades mellan 1951-1976 tros ha deponerats på området som täcks av RB6, enligt uppdelningen i examensarbetet på "Övriga deponiceller", och andra hälften, som tidigare nämnts, på delområde "BC 200-500". Från början var det oklart inom vilka områden deponering ägde rum mellan åren 1970-1976. Väla Bäck, som ursprungligen rann över Filbornas södra del, lades 1976 om för att ge mer utrymme för deponering norrut. Där bäcken tidigare rann, under nuvarande "BC 200-500", ligger idag en kulvert. Allt avfall som deponerats norr om kulverten lades dit efter 1976. Nyare avfall deponerades även ovanpå det gamla, söder om kulverten. (Meijer, 2010).

Avfallsmängder, motsvarande de 51 % av totalt deponerade mängder mellan 1977 och 1988 som inte deponerades inom "BC 200-500" eller "BC 600" antogs ha deponerats inom RB1, RB3, RB4 och RB5 som alla befinner sig inom "Övriga deponiceller". Mellan 1989-1990 antogs att halva avfallsmängden som deponerades i deponicell ha gått till RB3. 1991-1992 antogs halva industriavfallsmängden som deponerades utöver det som lades i bioceller ha lagts inom området för RB3. Mellan 1992 och 1995 antogs allt avfall som deponerades i deponicell ha gått till området vid RB3 och RB4. Från och med 1996 fram till 1998 antogs att halva industriavfallsmängden till deponicell deponerades i anslutning till RB3. 1999 och fram till och med 2009 deponerades allt avfall till deponicell inom området "Övriga deponiceller". Fram till år 2000 tilldelas RB1 "Övriga deponiceller" varefter reglerbrunnen kopplades om till RB13 som mestadels täcker "BCR 1".

"BC 600" - RB2, RB9 och RB11 (fram till och med år 2002)

Liksom för de flesta andra delområden täcks "BC 600" inte endast av själva biocellen utan även av den aktuella reglerbrunnens uppskattade upptagningsområde, vilket inkluderar äldre avfall. RB2 samlar upp deponigas från BC 600, men gasflödet från RB2 är i dagsläget i det närmaste obefintligt enligt driftspersonalen på NSR.

Mellan 1977 och 1988 deponerades avfall vid RB1, RB2, RB3, RB4, RB5, RB10 och RB11. 26 % av den totala mängden deponerat avfall antogs under dessa år ha gått till RB2 och RB11, det vill säga till "Biocell 600". Mellan 1996 och 1998 antogs halva industriavfallsmängden som gick till deponicell ha deponerats inom området "BC 600", andra hälften antogs ha deponerats inom "Övriga deponiceller". 1996 antogs att en tredjedel av avfallet som behandlades i bioceller ha gått till BC 600. Som nämndes i tidigare stycke antogs andra hälften ha placerats i biocellerna inom "BC 200-500". 1997 antogs hälften ha gått till BC 600 och en fjärdedel av deponerade avfallsmängder

1998. RB9 och RB11 samlade upp gas från samma område som RB2. RB11 kopplades dock om till RB13 under 2000-talet (NSR, 2004). Från och med 2003 antogs RB13 samla upp gas från BCR 1.

"BCR 1" (RB1, RB11, RB13, RB16) och "BCR 2" (RB15)

Avfall deponerades i "BCR 1" mellan 2001 och 2002. RB1 har uttagspunkter placerade under BCR 1 och BCR 2 och antogs således samla upp gas från båda cellerna. RB1 tog tidigare upp gas från det gamla avfallet på platsen där BCR 1 och BCR 2 idag ligger, men vid anläggandet av dessa grävdes det gamla avfallet ut och deponerades delvis och användes delvis som konstruktionsmaterial på deponin. I Figur 23 syns "BCR 2". RB1 hade tidigare nio gasbrunnar inkopplade, men består sedan senare delen av decenniet endast av en ledning enligt driftspersonalen på NSR. På grund av att BCR 2 tidigt vattenfylldes och har haft dålig gasproduktion antogs deponigasen som samlats upp av RB1 till allra största del härstamma från avfallet i BCR 1. RB1 tilldelas under åren fram till och med 2000 till "Övriga deponiceller" och därefter "BCR 1".

RB13 samlar upp gas från BCR 1. RB16, som egentligen inte är ett reglerhus utan en dräneringsbrunn, anlades samtidigt som de båda BCR i syfte att avleda vatten från dessa, men visade sig leda en hel del gas. Det fanns information i gasrundorna om RB6, som har sin uttagspunkt under de två biocellreaktorerna, från och med 2006. Eftersom BCR 2 då var vattensjuk tilldelades gasuttaget från RB16 BCR 1.

Enligt NSRs driftspersonal togs RB15 i drift i samband med anläggandet av BCR 2, men togs några senare bort då BCR 2, kort efter att den anlades vattenfylldes och inte genererade någon nämnvärd gasmängd.



Figur 23. Filbornas delområde "BCR 2" (Rosqvist, 2010).



Figur 24. Filbornas delområde "BC 2003" visas på avstånd (Rosqvist, 2010).

"BC 2003"- RB14

Avfall deponerades på "BC 2003" mellan 2003 och 2005. Deponigas från "BC 2003", som ligger isolerat från andra delområden, ska i första hand samlas upp av RB14. Huvudsakligen kommer deponigasen från avfallet som deponerats i BC 2003 då inget gammalt avfall finns placerat under området. Dock kopplades en gasledning, för att minska luktproblem, till RB14, varför en del av gasuttaget kan relateras till gasledningen. Eftersom det mestadels deponerats oorganiskt industriavfall såsom gullfiber i bränslecellen är gasproduktionen från denna del troligtvis försumbar i jämförelse med gasproduktionen från biocellen. En bild över "BC 2003" visas i Figur 24.

I Tabell 4 presenteras översiktligt under vilka tidsperioder avfall deponerats på respektive delområde. Att deponering förekommit på delområdet markeras i tabellen med ett kryss. Med (2002) menas att deponering i "BCR 2" påbörjades år 2002.

Tabell 4. Tabellen visar under vilka tidsperioder deponering ägt rum på respektive delområde. Deponering anges med ett kryss.

År	"BC 200-500"	"Övriga deponiceller"	"BC 600"	"BCR 1"	"BCR 2"	"BC 2003"
1951-1976	X	X				
1977-1988	X	X	X			
1989-1995	X	X				
1996-1998	X	X	X			
1999-2000	X	X				
2001-2002		X		X	X (2002)	X
2003-2004		X			X	X
2004-2005		X				
2006-2009		X				

Tabell 5. Kartläggning av Filborna som redovisar de olika delområden och uppskattat upptagsområde för de olika reglerbrunnarna RB1 – RB16.

"BC 200-500"	"Övriga deponiceller"	"BC 600"	"BCR 1"	"BCR 2"	"BC 2003"
RB7, RB10 (nedlagd), RB12	RB1 (fram till och med 2000), RB3, RB4, RB5, RB6	RB2, RB9 och RB11 (fram till och med år 2002)	RB1, RB11 (från och med 2003), RB13, RB16	RB15	RB14

4.3.8 UPPSKATTAT GASUTTAG FÖR VARJE REGLERBRUNN

På NSR har det återkommande gjorts gasrundor, se Figur 25 för en illustration, där varje reglerbrunn och dess uttagspunkter har kontrollerats med avseende på metanhalt, flöde och effekt. Uppgifter från gasrundorna fanns tillgängliga från och med 1994. Varje reglerbrunn omfattar ett visst antal uttagspunkter, antalet har varierat genom åren. För att undvika jämförelse med flöde och metanhalt undersöktes i examensarbetet istället effekten för varje reglerbrunn. Under 1990-talet var informationen i gasrundorna detaljrik med flertalet mätningar gjorda varje år. För att få en medeleffekt för varje reglerbrunn beräknades en medeleffekt utslagen under ett år för varje uttagspunkt. Därefter adderades medeleffekten för varje uttagspunkt till respektive reglerbrunn. För varje år och uttagspunkt inkluderades samma antal mättillfällen för att medeleffekten skulle bli så representativ som möjligt. För vissa år hade endast ett årligt uppskattat medelvärde angivits. Gasuttaget från och med 1994 till 2009 adderades för respektive reglerbrunn och delområde för att trenden senare skulle kunna sättas i relation till gasproduktionen från modelleringen.



Figur 25. Bild från en gasrunda (Rosqvist, 2010).

För BCR 1 och 2 fanns det specifik uttagsdata där fackling hade inkluderats, vilket för BCR 1 var av betydande mått. Den specifika uttagsdatan ansågs därför mer representativ än informationen från gasrundorna där det var osäkert om fackling inkluderats. Utagsdata från BCR 1 och 2 fanns angiven för BCR 1 från 2001 till 2006 och mellan 2003 och 2004 för BCR 2. För resterande år användes den egna uppskattningen av gasuttag för olika reglerbrunnar angivna vid gasrundor.

Eftersom det i examensarbetet gjorts en egen uppdelning av Filborna i delområden stämde inte riktigt uttagsdata från BCR 1 och 2 överens med tidigare definierat område och reglerbrunnar som tilldelats "BCR 1" och "BCR 2". Vissa ändringar var därför tvungna att göras. Enligt uttagsdata framgick det att RB1 var den enda reglerbrunn som antagits samla upp gas från BCR 1 och BCR 2. Eftersom uttagsdata från RB1 fanns med för både BCR 1 och BCR 2 antogs det att hänsyn hade tagits till olika uttagspunkter och att en rimlig fördelning mellan de två biocellreaktorerna hade gjorts. Från och med 2003 inkluderades RB13 och RB11 i uttagsdata för BCR 1. I uttagsdata för BCR 1 och 2 inkluderades från och med 2003 uttagsmängden från RB14 i BCR 1. Då delområde "BC 2003" tidigare i studien hade tilldelats RB14 drogs gasuttaget från denna reglerbrunn ifrån BCR 1:s uttagsdata. RB14:s uttagsdata användes istället till "BC 2003". RB16, vars gasuttag tidigare i studien tilldelats BCR 1, fanns inte inkluderad i uttagsdata över biocellreaktorerna. En anpassning till tidigare uppdelning av reglerbrunnar till respektive delområde gjordes genom att uppskattningen från gasrundor av gasuttaget från RB16 adderades till uttagsdata för BCR 1.

RB17 och RB18 tillkom efter 2006. Nya borrar, kopplade till RB17, borrades i norra delen av delområde "BC 200-500", se karta i Figur 22. Borrorna skulle samla upp gas från industriavfall som på senare tid deponerats i denna del av deponin. RB18 täckte in ett område inom "Övriga deponiceller", väster om "BC 200-500" på kartan i Figur 22. Även detta område tillhör den "nya industriavfallsdelen", där industriavfall på senare tid har deponerats, enligt uppgifter från driftspersonalen på NSR. Gasuttaget från dessa brunnar har haft en hög svavelhalt och har inte bidragit i stor utsträckning till det totala gasuttaget varför gasuttaget från RB17 och RB18 inte har inräknats i studien. I Figur 26 visas en bild över en fackla samt närmast i bakgrunden, "BCR 2".

RB17 och RB18 tillkom efter 2006. Nya borrar, kopplade till RB17, borrades i norra delen av delområde "BC 200-500", se karta i Figur 22. Borrorna skulle samla upp gas från industriavfall som på senare tid deponerats i denna del av deponin. RB18 täckte in ett område inom "Övriga deponiceller", väster om "BC 200-500" på kartan i Figur 22. Även detta område tillhör den "nya industriavfallsdelen", där industriavfall på senare tid har deponerats, enligt uppgifter från driftspersonalen på NSR. Gasuttaget från dessa brunnar har haft en hög svavelhalt och har inte bidragit i stor utsträckning till det totala gasuttaget varför gasuttaget från RB17 och RB18 inte har inräknats i studien. I Figur 26 visas en bild över en fackla samt närmast i bakgrunden, "BCR 2".



Figur 26. Fackla i förgrunden och i bakgrunden närmast "BCR 2" (Rosqvist, 2010).

Efter att modellering av gasproduktionen genomförts för de olika delområdena gjordes en jämförelse mellan modellerat resultat på gasproduktionen och gasuttag för de olika delområdena. Då gasuttaget för vissa delområden inte verkade rimligt i förhållande till den modellerade gasproduktionen gjordes en undersökning för att ta reda på om något systematiskt fel kunde urskiljas. Det uppskattade gasuttaget från de olika delområdena adderades för varje år från och med 1994 och jämfördes med det totala gasuttaget för hela deponin som angetts i miljörapporter. Förhoppningen var att det låg ett systematiskt fel bakom som enkelt kunde korrigeras med en faktor. Det potentiella felet uppvisade inte någon systematik då det totala gasuttaget från miljörapporterna mellan 1994 och 2009 ibland visade sig vara lägre och ibland högre än det uppskattade gasuttaget för varje delområde. Skillnaden mellan gasuttag och modellerad gasproduktion var dessutom i olika storleksordning de olika delområdena emellan.

Inledningsvis valdes att modellera samtliga delområden på Filborna med samma värde på DOC_f , det vill säga parametern som försöker ta hänsyn till faktorer som påverkar nedbrytningen i en deponi. Vid jämförelse av gasuttaget med resultatet från modelleringen, redovisat i kapitel 4, konstaterades att det inte var rimligt att gasuttaget var större än den modellerade gasproduktionen, vilket var fallet för vissa delområden. En förklaring till det till synes orimliga modellresultatet kan vara att vi underskattat betydelsen av förbehandling i bioceller och Biocellreaktorer. För att bättre anpassa modellen till i deponin rådande förhållanden valdes istället ett högre DOC_f vid modellering av gasproduktionen från bioceller och biocellreaktorer.

4.4 MODELLERING AV ALBÄCK OCH FILBORNA

I fallstudierna för Albäck och Filborna, kapitel 3, diskuterades och motiverades huruvida olika avfallsfraktioner skulle inkluderas eller exkluderas i studien med avseende på innehåll av biologiskt nedbrytbart material eller deponerade mängder. En del avfallsfraktioner exkluderades efter närmare undersökning ur studien och kom således inte att inkluderas i efterföljande modellering. Dessa var fettavskiljar slam, bioslam, gatubrunnsslam, bensinstationsslam, lastrestavfall, processvattenslam och övrigt industrislam. Dessutom exkluderades latrin, slakteriavfall och aska. Plast och gummi, i både hushålls- och industriavfall, exkluderades med anledning av deras, enligt efterforskningar i litteraturen, i deponisammanhang inerta karaktär. De avfallsfraktioner som återstod, aktuella att inkludera i modelleringen, var papper, trä, textil, trädgårdsavfall, matavfall, blöjor, AVR-slam samt gallerrens och sandfång.

I följande avsnitt redovisas vilka kriterier som sattes upp vid val av modell, vilken modell som valet föll på samt hur modellering av Albäck och Filborna genomfördes. Beskrivningen av tillvägagångssättet inkluderar även motivering till valda parametervärden.

4.4.1 VAL AV MODELL

Till grund för valet av modell låg den litteraturstudie över tillgängliga modeller som redovisas i kapitel 3.3. Innan litteraturstudien gjordes sattes ett antal kriterier upp som en önskad modell skulle uppfylla. Dessa kriterier var följande:

- Modellen ska ha blivit publicerad och accepterad samt finnas tillgänglig i vetenskaplig och teknisk litteratur.
- Modellparametrar som används i modellen ska kunna antas så att svenska förhållanden, avseende klimat, kan inkluderas. Vidare ska modellparametrarna kunna väljas och ändras av användaren.
- Modellen ska vara transparent i det avseendet att den matematiska grunden till modellen som används tydligt ska framgå.
- Modellen ska kunna möjliggöra modellering av flera avfallsfraktioner.

I enlighet med ovanstående kriterier valdes LandGEM. Orsaken till att valet föll på LandGEM var att modelleringens planerade tillvägagångssätt relativt enkelt kunde appliceras på modellen samt att den var lättillgänglig och transparent. I mån av tid skulle även modellering genomföras med ytterligare en modell, i detta fall GasSim, val nummer två. Då modelleringen visade sig vara tidskrävande togs dock beslutet att examensarbetet skulle begränsas till en modell.

Då åtta olika avfallsfraktioner skulle modelleras var det inte möjligt att använda LandGEMs standardvärden då dessa är generella parametervärden som baseras på ett blandat hushållsavfall med ett specifikt värde på DOC respektive halveringstid. För att anpassa modellparametrarna till olika avfallsfraktioner gjordes en litteraturstudie över tillgängliga parametervärden. De värden som hittades på DOC och halveringstid skiljde sig mellan olika källor varför beslutet togs att skapa intervall av de tillgängliga parametervärdena. Att modellera gasproduktionen med specifika parametervärden skulle riskera att ge sken av att det är fråga om exakthet när det i verkligheten bevisligen finns utrymme för variation. Modellering med parametervärden i intervall bedömdes även av Lagerkvist (2010) vara en god idé då det kan anses realistiskt att anta specifika DOC- och halveringstider eftersom dessa är svåra att uppskatta och kan skilja sig åt.

4.4.2 ANTAGNA PARAMETERVÄRDEN

Av de värden på innehållet av biologiskt nedbrytbart material, DOC, och halveringstid, $t_{1/2}$, som hittades i litteraturen skapades ett intervall för varje avfallsfraktion. De för LandGEM aktuella modellparametrarna är DOC, DOC_f , MCF, k eller motsvarande $t_{1/2}$ samt F .

DOC och halveringstid

Avfallsfraktioner kan delas in i grupper efter nedbrytningshastighet. Tre grupper brukar urskiljas: snabbt nedbrytbara, långsamt nedbrytbara eller svårnedbrytbara (Lagerkvist, 2010; IPCC, 2006). Enligt Andreas et al. (2003) och IPCC (2006) är mat snabbt nedbrytbart, papper långsamt nedbrytbart och textil samt trä svårnedbrytbart. De värden på DOC och halveringstid som användes för de olika avfallsfraktionerna baserades på litteraturreferenserna som presenteras i Tabell 6. För att ytterligheterna skulle kunna speglas i modelleringen bildades intervall, Tabell 7, av det lägsta respektive högsta värdena på DOC och halveringstid för respektive avfallsfraktion. Som

syns i Tabell 6 hittades endast två litteraturreferenser över DOC-värden, IPCC (2006) och Klif (2005).

Tabell 6. DOC och halveringstid för olika avfallsfraktioner.

Parametervärden: DOC och halveringstid						
Avfallsfraktioner	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor
DOC (kg C/kg avfall)						
IPCC (2006)	0,36-0,45	0,08-0,2	0,2-0,4	0,18-0,22	0,39-0,46	0,18-0,32
Klif (2005)	0,385	0,17	0,4	-	0,4	-
Halveringstid (år)						
IPCC (2006)	14-23	9-14	14-23	12-17	23-69	12-17
Klif (2005)	8,4	2,8	10,5	-	10,5	-
De La Cruz och Barlaz (2010)	26	6	28	-	55	-
Bogner och Spokas (1996)	15	5	30	5	-	-
Eget antagande baserat på Lagerkvist (2010), Andreas et al. (2003) och IPCC (2006)	15-20	3-5	15-20	7-10	-	-
Micales och Skog (1996)	10-20	-	-	-	20-40	-

Tabell 7. Intervall som användes vid modellering i studien.

Parameter	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor
DOC (kg C/kg avfall)	0,36-0,45	0,08-0,2	0,2-0,4	0,17-0,22	0,39-0,46	0,18-0,32
Halveringstid (år)	8-26	3-14	10-30	5-17	11-55	12-17

Vissa värden på DOC, exempelvis DOC för matavfall på 8-20 %, kan möjligtvis uppfattas som låga. Därför är det viktigt att förtydliga att andelen DOC baseras på våt vikt vilket betyder att vatten är inräknat. Om vattnet skulle tas bort från avfallsfraktionerna skulle DOC höjas betydligt. Det ansågs dock vara mer rimligt att arbeta med våt vikt eftersom det är den våta vikten som finns angiven i uppgifter om deponerade mängder.

För de övriga fraktionerna; AVR-slam, gallerrens och sandfång samt finfraktion, användes värden och intervall som visas i nedanstående Tabell 8.

Tabell 8. DOC och halveringstid för AVR-slam, gallerrens och sandfång samt finfraktion.





Parametervärden: DOC och halveringstid			
Avfallsfraktioner	AVR-slam	Gallerrens & sandfång	Finfraktion
DOC (kg C/kg avfall)			
IPCC (2006)	0,1	-	-
Nyberg (2010)	0,2	0,25	-
NSR (2010b)	-	-	0,05-0,1
Halveringstid (år)			
IPCC (2006)	9-14	9-14	-
Eget antagande	-	-	3-15

AVR-slam kan innan rötning antas innehålla två tredjedelar organiskt material och ha en utrottningsgrad på 50 %. Allt material är dock inte biologiskt nedbrytbart utan andelen biologiskt nedbrytbart material i rötat AVR-slam kan grovt uppskattat anses vara 20 %. (Nyberg, 2010) Detta

värde representerar ett DOC på 0,2. Enligt IPCC (2006) antas AVR-slam med en TS-halt på 20 % innehålla 10 % biologiskt nedbrytbart material. Intervallet 0,1-0,2 tillämpas därför vid modellering av AVR-slam i studien.

I studien uppskattas otvättat gallerrens innehålla 25 % biologiskt nedbrytbart material, det vill säga ett DOC på 0,25. Sandfång innehåller också en viss del biologiskt nedbrytbart material, men innehållet är lägre än för gallerrens. (Nyberg, 2010) Enligt detta resonemang antas i studien att sandfång består av 10-15 % biologiskt nedbrytbart material. Eftersom de uppskattade mängderna antogs vara en blandning av gallerrens och sandfång gjordes ett antagande om att den biologiskt nedbrytbara delen blir något lägre än för rent gallerrens, med ett uppskattat DOC-intervall av 0,15-0,25. Halveringstiden för gallerrens och sandfång antogs vara densamma som för AVR-slam, det vill säga 9-14 år.

Finfraktionen, som var en del av sammansättningen på industriavfallet till BCR, hade enligt Björnsson och Meijer (2004) en låg andel organiskt material, 10-15 % TOC. Eftersom TOC också innefattar exempelvis plast antogs mängden biologisk nedbrytbart material vara 5-10 %. Detta stämde också överens med NSR:s uppfattning om att två tredjedelar av TOC i finfraktionen troligtvis var biologiskt nedbrytbart material (NSR, 2010b). Halveringstiden antogs vara samma som för snabbnedbrytbart avfall, i detta fall samma som för matavfall, 3-14 år.

	A: Lägst DOC, kortast halveringstid
	B: Högst DOC, kortast halveringstid
	C: Lägst DOC, längst halveringstid
	D: Högst DOC, längst halveringstid

Figur 27. Beskrivning av vilka parametervärden de olika scenarierna som används vid modelleringen representerar.

De åtta ovan nämnda avfallsfraktionerna modellerades enskilt i LandGEM i fyra olika scenarion: A, B, C och D. De fyra scenarierna bestod av olika kombinationer av av DOC och halveringstid enligt intervallen som bestämts. Dessa kombinationer beskrivs i Figur 27 och var följande: A: högst DOC och längst halveringstid, B: högst DOC och kortast halveringstid, C: lägst DOC och längst halveringstid samt D: lägst DOC och kortast halveringstid. Varje scenario för varje avfallsfraktion fick modelleras separat. Resultaten från modelleringen bearbetades i Microsoft Excel.

Metankorrektionsfaktor (MCF)

I Sveriges officiella klimatrapporering för 2010, gjord av Naturvårdsverket, har det antagits parametervärden som använts vid modellering av gasemissioner från svenska deponier med hjälp av IPCC:s nedbrytningsmodell av första ordningen, Tier 1. I modelleringen har en metankorrektionsfaktor (MCF) på 1 använts för beräkningar efter 1980 (Naturvårdsverket, 2010b). Då MCF ska svara för bland annat användning av täckmaterial på deponin och mekanisk kompaktering av avfallet är det rimligt att använda ett lägre MCF för att spegla förhållanden under tidigare år då täcksikt och kompaktering var mindre utvecklat. I enlighet med klimatrapporeringen har ett MCF på 0,6 använts i studien för modellering av gasproduktion innan 1980.

DOC_f

DOC_f, parametern som försöker ta hänsyn till faktorer som påverkar nedbrytningen i en deponi, är egentligen mycket platspecifik vilket gör den svår att uppskatta. I Sveriges officiella klimatrapporering har ett DOC_f på 0,5 använts (Naturvårdsverket, 2010b), vilket avser att 50 % av det biologiskt nedbrytbara kolet, DOC, kommer att brytas ned i deponin. För att avgöra om ett DOC_f på 0,5 kan ses som rimligt jämfördes värdet med ett par litteraturreferenser. Enligt Bogner och Spokas (1996) konverteras i bästa fall 25-40 % av kolet i restavfall till deponigas. Då är dock allt organiskt kol inräknat och det tas inte hänsyn till att lignin och lignininkapslat avfall inte bryts ned anaerobt. Sådana begränsningar tas det hänsyn till i DOC varför 25-40% inte motsvarar DOC_f utan motsvarande andel då måste vara högre. Schmidt et al. (1998) anger att 30-80% av organiskt

avfall kan förväntas brytas ned i anaerob miljö där lignin och lignininkapslat avfall också är inkluderat. Denna siffra ska spegla anaerob nedbrytning i biogasanläggningar där förhållandena ofta är mer gynnsamma än i en deponi. Enligt RVF (1997c) har det vid beräkningar av metanbildningspotential från avfall i testceller antagits att både lätt- och svårnedbrytbart biologiskt material kommer att genomgå anaerob nedbrytning, men att hänsyn måste tas till begränsningar i form av cellsyntes och lignininkapsling. Det har därför antagits att endast 55 % av nedbrytbart TS, eller annorlunda uttryckt ett DOC_f på 0,55, förväntas bidra till gasbildning. Antagandet motiverats genom att 55 % av nedbrytbart TS beräknas bidra till gasbildning vid ett lignininnehåll i avfallet på 10 %. (RVF, 1997c) I många avfallsfraktioner är dock lignininnehållet betydligt högre än 10 %, exempelvis i trä, vilket innebär att en nedbrytbarhet på 0,55 kan anses vara högt (Bingemer och Crutzen, 1987). Inom ramen för studien gavs inte utrymme att anta avfallsspecifika DOC_f . Baserat på ovanstående litteraturreferenser gjordes en sammanfattande bedömning att ett DOC_f på 0,5 var ett rimligt värde att anta i studiens modellering.

För avfall deponerat i bioceller och Biocellreaktorer antogs inledningsvis samma värde på DOC_f som för annat avfall. Resultaten från modelleringen, kapitel 4, visade sig inte se rimliga ut och slutsatsen drogs att modelleringen var tvungen att anpassas för att spegla förbehandlingen av avfallet till bioceller och BCR. Eftersom förbehandlingen syftade till att optimera förhållandena för nedbrytning och maximera gasproduktionen sattes DOC_f för avfallet som deponerats i bioceller istället till 0,7. Denna siffra har ingen vetenskaplig grund annat än att IPCC, i en tidig version av sin nedbrytningsmodell, hade antagit 0,7 som ett rimligt värde innan den korrigerades till 0,5 (Oonk, 2010). Eftersom avfallet till BCR genomgick en mer utvecklad förbehandling än avfallet till bioceller antogs ett DOC_f på 0,8 för avfallet till BCR. Dessa DOC_f applicerades endast på de år och på det avfall som gått till biocellerna inom "Biocell 200-500", "Biocell 600", "Biocell 2003" samt avfallet till BCR 1 och 2.

Metanhalt, F

Metanhalten i den modellerade deponigasen, F, antas som standardvärde i LandGEM vara 50 % (Alexander et al., 2005). Den utvunna deponigasen har, både för Filborna och Albäck, haft en metanhalt kring 50 %, men har varierat för varje år vilket har angetts i miljörapporter. I studien valdes att modellera med en metanhalt i deponigasen på 50 %, både vid modellering av Albäck och Filborna. Man hade kunnat argumentera för modellering med anläggningsspecifika metanhalter, men eftersom medelmetanhalten varierat från år till år och metanhalten ej är känd för åren före gasutvinningssystemet togs i drift valdes att i modelleringen inte ta hänsyn till anläggningsspecifika metanhalter. Sett till studiens begränsade omfattning ansågs det inte heller praktiskt rimligt att modellera gasproduktionen med olika värden på metanhalten för olika år.

5. RESULTAT

5.1 ALBÄCK

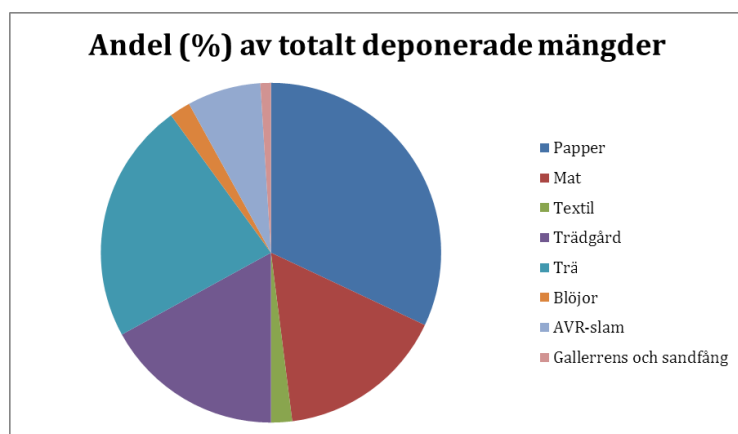
I resultatavsnittet för Albäck redovisas först de uppskattade årligen deponerade mängderna uppdelat i de olika, tidigare nämnda, avfallsfraktionerna. Därefter redovisas resultatet från modelleringen av gasproduktionen för respektive avfallsfraktion, följt av summan av den sammanlagda gasproduktionen från alla inkluderade avfallsfraktioner. Modellresultaten visas från 1976, det år deponin togs i drift, och 100 år framåt, för att gasproduktionskurvornas trender tydligt ska åskådliggöras. Gasuttagsdata redovisas från och med 1988, det år då utvinningssystemet togs i drift, och sätts i relation till den totala modellerade gasproduktionen för alla inkluderade avfallsfraktioner. Dessutom presenteras den totalt ackumulerade gasproduktionen enligt modelleringen, mellan åren 1976 och 2030. Denna tidsperiod valdes enligt studiens syfte. Utifrån den ackumulerade gasproduktionen beräknades hur stor gasmängd som redan producerats samt återstående gaspotential. Den modellerade gasproduktionen i samtliga resultat avser Nm³ deponigas med en metanhalt på 50 %.

5.1.1 DEPONERADE MÄNGDER

Årligen deponerade mängder (ton) redovisas för de i modelleringen inkluderade avfallsfraktionerna: papper, matavfall, trädgårdsavfall textil, blöjor, trä, AVR-slam samt gallerrens och sandfång för åren 1976-2008 (Bilaga 2). De i Bilaga 2 redovisade mängderna ligger till grund för modelleringen. En sammanfattad version av Bilaga 2 presenteras nedan i Tabell 9, där de totalt deponerade mängderna av varje avfallsfraktion redovisas. Dessutom redovisas i tabellen hur stor procentandel varje avfallsfraktion representerar av den totalt deponerade mängden av samtliga inkluderade avfallsfraktioner.

Tabell 9. Totalt deponerade mängder på Albäck av de i modelleringen inkluderade avfallsfraktionerna. Andelen som varje avfallsfraktion representerar av totalt deponerade mängder visas i ett cirkeldiagram under tabellen.

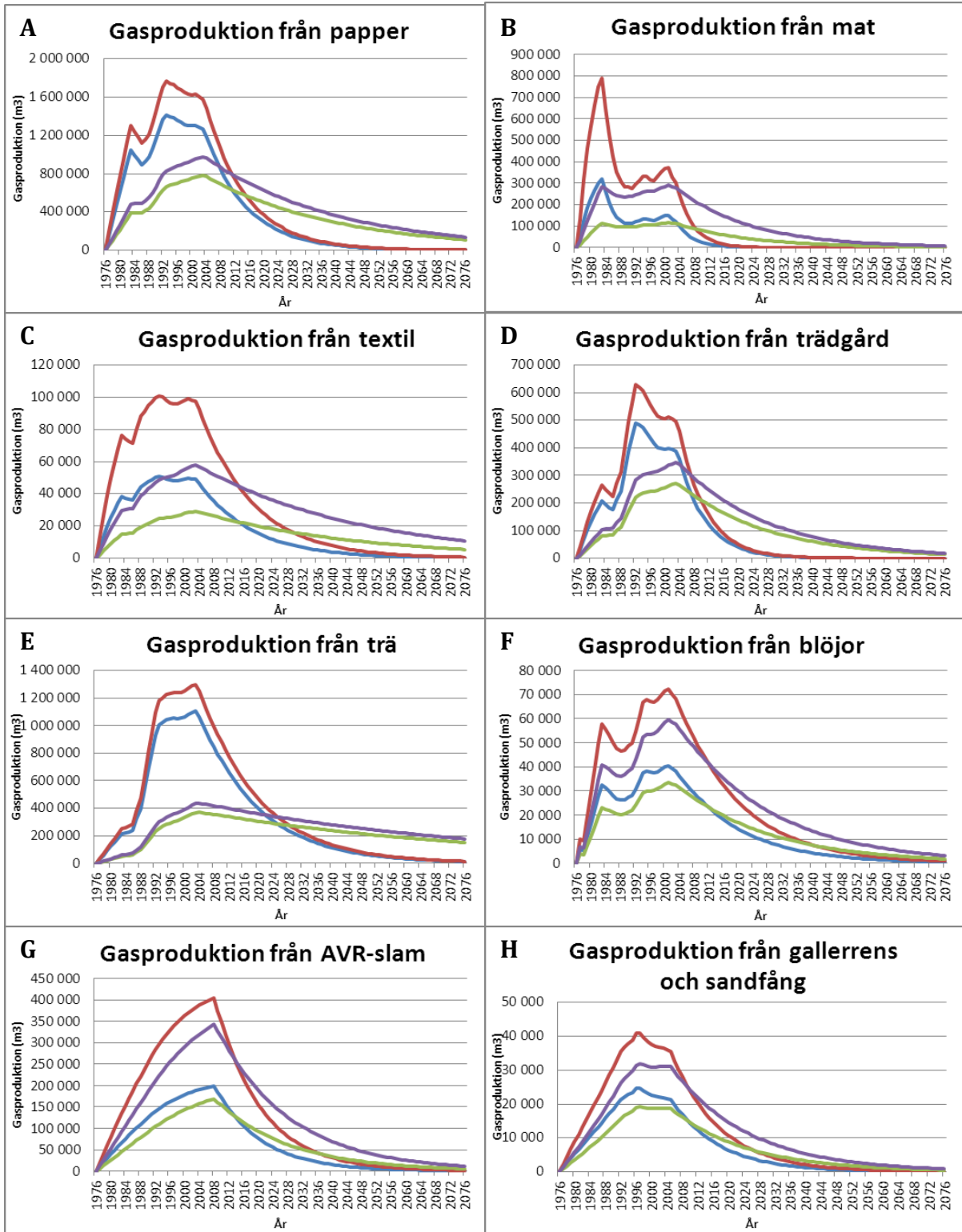
Deponerade mängder (ton), Albäck								
Avfallsfraktioner	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
Totalt	177380	88080	13350	95290	131520	11750	37400	7300



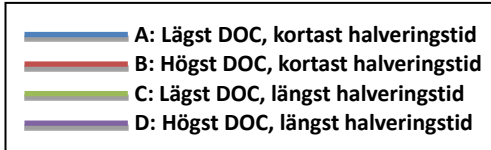
Från Tabell 9 kan konstateras att de största deponerade mängderna utgörs av papper och trä. Sedan 2005 har det inte förekommit deponering av någon av fraktionerna som tas upp i tabellen, vilket åskådliggörs i Bilaga 2.

5.1.2 MODELLERAD GASPRODUKTION

Gasproduktionen från de i LandGEM modellerade avfallsfraktionerna visas i Figur 28. Modelleringen utförs enligt fyra olika modellscenarier: A, B, C och D, se kapitel 4.4.2 och Figur 27 för närmare förklaring till vad de olika scenarierna representerar. Vilka värden på DOC och halveringstid som använts i respektive scenario finns angivna i kapitel 4.4.2, Tabell 6, 7 och 8.



Figur 28. Den modellerade deponigasproduktionen (Nm^3 , 50 % metanhalt) från avfallsfraktioner som deponerats på Albäck.

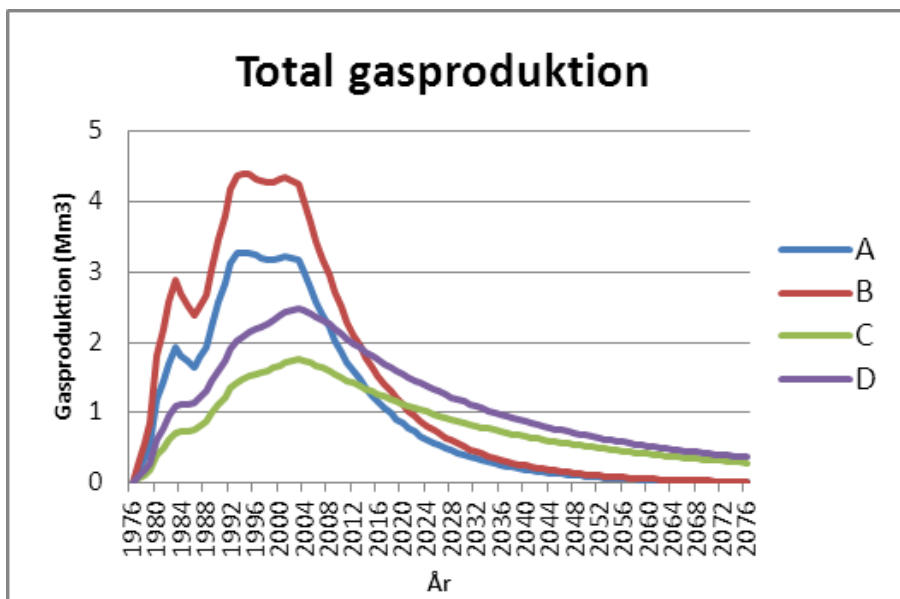


Gasproduktionen från papper och trä dominerar under perioden 1976 till 2030. Den ackumulerade gasproduktionen från papper är under denna period 29-52 MNm³ och för trä 13-37 MNm³.

Som kan ses i Figur 28 innebär en kort halveringstid, scenario A och B, att gasproduktionen snabbt ökar vilket visas i en kraftigt uppåtgående kurva som efter sitt maximum snabbt avklingar. En lång halveringstid, scenario C och D, visar på det omvända: att gasproduktionskurvan ökar respektive avtar långsammare. Det syns också att ett högt DOC ger en högre topp i gasproduktionen medan ett lågt DOC ger en gasproduktionskurva med lägre amplitud.

Den genomgående trenden för de olika modellscenarierna är att scenario B uppvisar den högsta toppen i gasproduktionen, följt av scenario A. Dessa två scenarion representerar de kortaste halveringstiderna och följer ofta samma trend i gasproduktionen: en snabbt stigande gasproduktion initialt som snabbt avklingar till en låg nivå. Scenario C och scenario D representerar de längsta halveringstiderna och har sin gasproduktion utspridd över en längre tidsperiod. Gasproduktionen för dessa två scenarion når generellt inte lika höga värden som för scenario A och B. Av de två scenarierna C och D uppvisar scenario C den lägsta toppen i gasproduktion, vilket förklaras av det lägre värdet på DOC som detta scenario representerar. Fraktionerna blöjor, AVR-slam samt gallerrens och sandfång uppvisar en annan trend de olika scenarierna emellan jämfört med övriga fraktioner. Ovan nämnda fraktioner har en högre gasproduktionsstopp i scenario D jämfört med i scenario A. Iakttagelserna i detta och föregående stycke gäller generellt för modellresultaten från de båda fallstudierna.

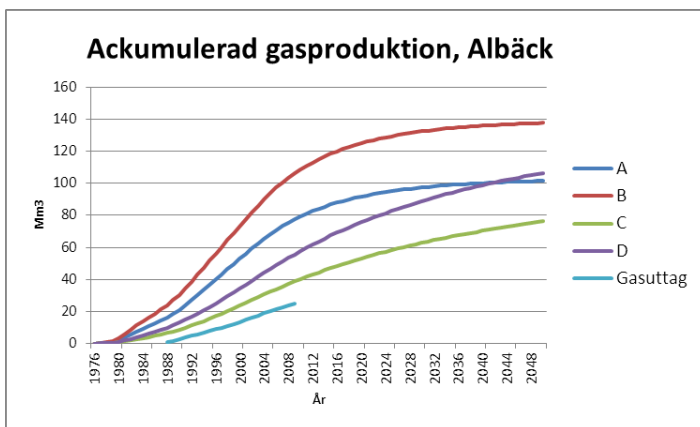
Vid jämförelse av de olika graferna i Figur 28 går det att konstatera att matavfall, som har den kortaste halveringstiden, uppvisar brantast gasproduktionskurvor oavsett scenario. Med andra ord ökar deponigasproduktionen snabbt efter det att deponering ägt rum. Trä, vars scenario C och D representerar längst halveringstid av alla modellerade avfallsfraktioner, uppvisar flackast gasproduktionskurvor. Vad som också går att utläsa ur Figur 28 är att perioden under vilken matavfallet producerar gas är kortare än motsvarande perioder för övriga fraktioner.



Figur 29. Den totala deponigasproduktionen för Albäck, uttryckt i (MNm³ (50 % metanhalt)).

I Figur 29 ovan visas den sammanlagda gasproduktionen för alla modellerade avfallsfraktioner för respektive scenario, det vill säga total gasproduktion för scenario A, B, C och D. Scenario A och B har en första topp år 1983 och en andra, högre topp år 1994. Gasproduktionen är 1,9 och 2,9 MNm³ år 1983 för scenario A respektive B. 1994 når gasproduktionen 3,3 och 4,4 MNm³ i scenario A respektive B. I scenario C och D ökar gasproduktionen långsamt relativt scenario A och B och når sin topp år 2003 för att sedan, jämförelsevis långsamt, avta.

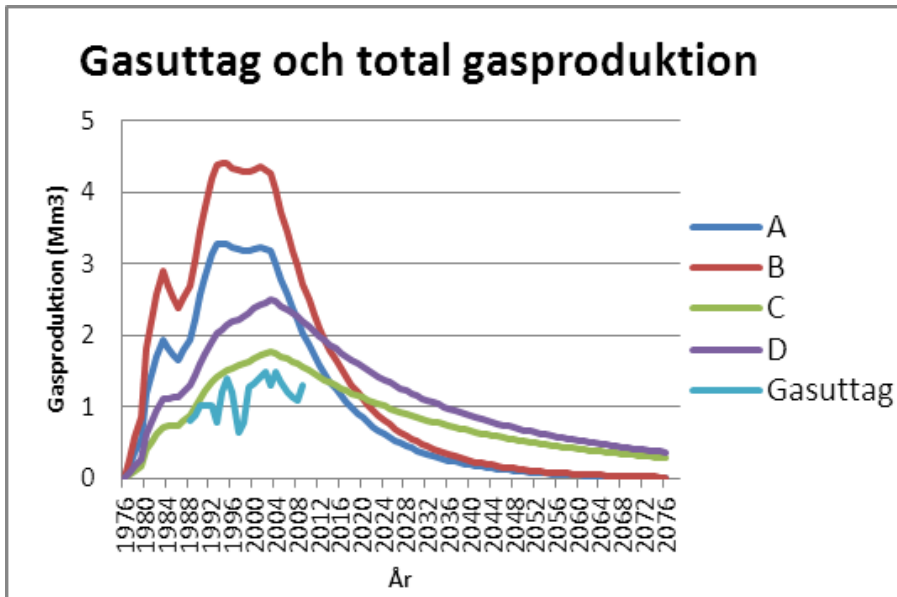
Den ackumulerade gasproduktionen från 1976 till 2030 är mellan 63 MNm³ och 132 MNm³ beroende på scenario. Enligt modellresultaten beräknas 64-82 % av den totalt ackumulerade gasproduktionen fram till år 2030 ha producerats fram till år 2010, vilket innebär att 18-36 % av gaspotentialen återstår fram till år 2030. Räknat i absoluta tal blir kvarvarande gaspotential fram till år 2030 18-31 MNm³. Den ackumulerade modellerade gasproduktionen för varje modellscenario och år samt totalt ackumulerat gasuttag visas i Figur 30, i vilken det framgår att scenario B genererar mest gas över tiden. För det i studien aktuella tidsperspektivet, det vill säga fram till 2030, följs scenario B av scenario A. Om ett något längre tidsperspektiv antas skulle dock scenario D visa en högre totalt ackumulerad gasproduktion än scenario A.



Figur 30. Ackumulerad modellerad gasproduktion (MNm³, 50 % metanhalt) för Albäck samt ackumulerat gasuttag (MNm³).

5.1.3 MODELLERAD GASPRODUKTION I RELATION TILL GASUTTAG

Den totala gasproduktionen visas tillsammans med gasuttaget i Figur 31. Gasuttagskurvan befinner sig under samtliga scenarion och följer en liknande trend som scenario C och D bortsett från en kraftig nedgång runt år 1997.



Figur 31. Gasuttag och total deponigasproduktion för Albäck (MNm³). Den modellerade deponigasen har en metanhalt på 50 %.

5.2 FILBORNA

Resultatavsnittet för Filborna presenteras något annorlunda än det för Albäck. Resultaten, vad gäller deponerade mängder och modellerad gasproduktion redovisas i ett separat avsnitt för varje delområde.

Gasproduktionen från de olika avfallsfraktionerna redovisas liksom den sammanlagda gasproduktionen från alla inkluderade avfallsfraktioner. Modellresultaten presenteras från idrifttagandet av de olika delområdena och så långt fram i tiden att gasproduktionens trend tydligt framgår. Vid beräkning av den ackumulerade gasproduktionen för respektive delområde inkluderas gasproduktionen från åren mellan idrifttagandet och fram till 2030. Denna tidsperiod har valts med hänsyn till studiens syfte. Utifrån ackumulerad gasproduktion beräknades redan producerad gasmängd respektive återstående gaspotential.

Data över gasuttaget från varje delområde redovisas från 1994, och sätts i relation till den modellerade gasproduktionen. Resultaten, dels från modellering med ett DOC_f på 0,5 dels med anpassat värde på DOC_f , presenteras åtskilt. Förklaring till varför olika värden på DOC_f användes finns i kapitel 4.4.2. Sist i resultatavsnittet redovisas den totala gasproduktionen för hela Filborna. Den modellerade gasproduktionen i samtliga resultat avser Nm³ deponigas med en metanhalt på 50 %.

5.2.1 DEPONERADE MÄNGDER OCH MODELLERAD GASPRODUKTION

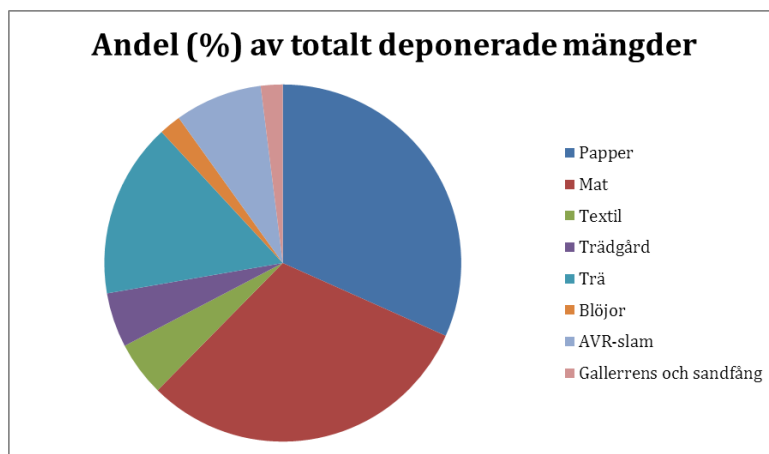
Nedan presenteras deponerade mängder och modellerad gasproduktion från respektive delområde.

”BC 200-500”

I nedanstående tabell, Tabell 10, presenteras totalt deponerade mängder av de, i modelleringen inkluderade avfallsfraktionerna, för delområde ”BC 200-500”. I tabellen redovisas också procentandelen som varje avfallsfraktion representerar av den totalt deponerade mängden. Årvis deponerade mängder, som legat till grund för modelleringen, finns listade i Bilaga 2. I Tabell 10 syns att den största andelen av de totalt deponerade mängderna i ”BC 200-500” representeras av papper, tätt följt av mat.

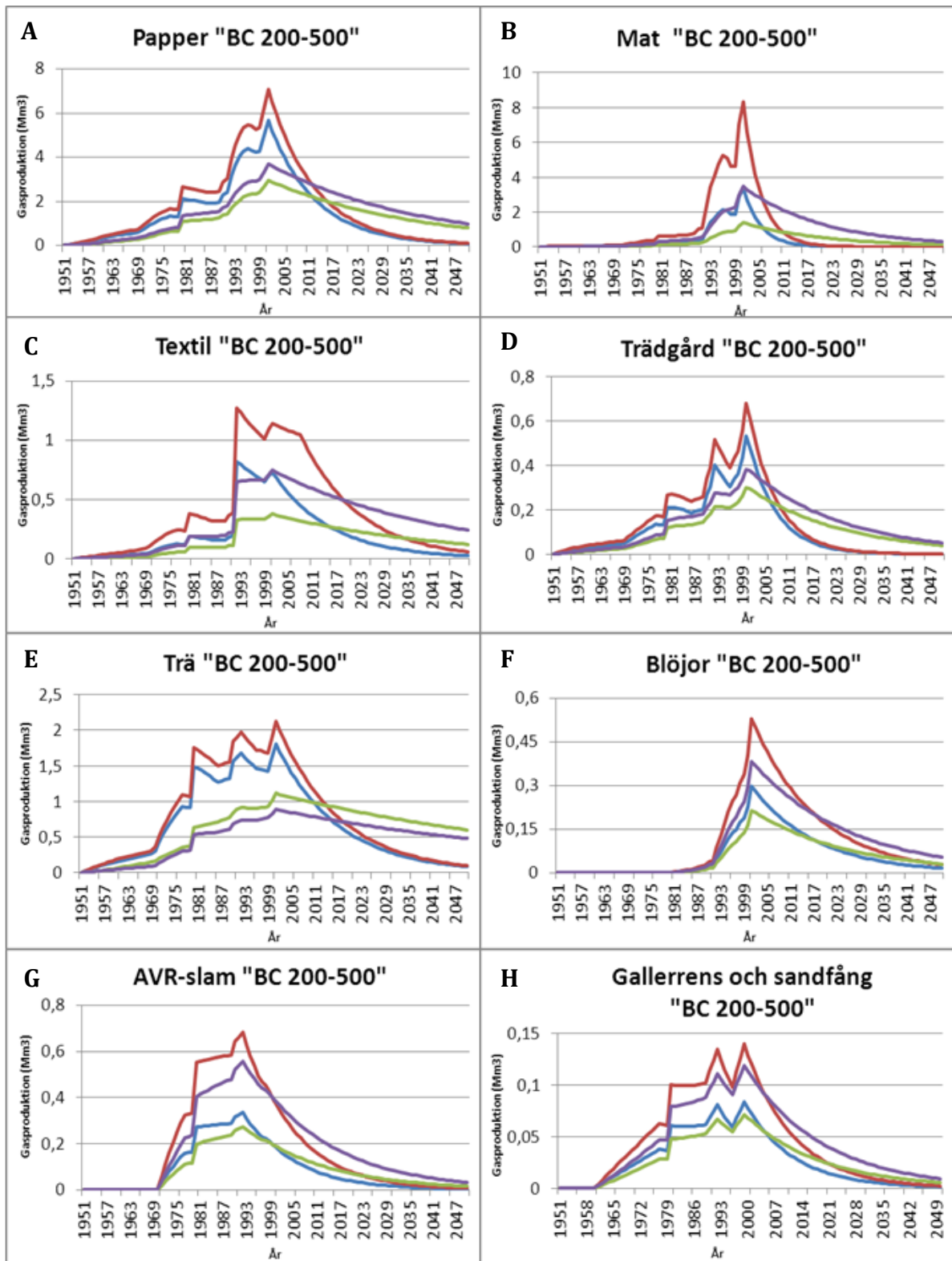
Tabell 10. Totalt deponerade mängder i ”BC 200-500”. Andelen som varje avfallsfraktion representerar av totalt deponerade mängder visas i ett cirkeldiagram under tabellen.

Deponerade mängder (ton) i ”BC 200-500”								
Avfalls-Fraktion	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
Summa	580500	567810	88040	83700	282530	41470	147210	30100

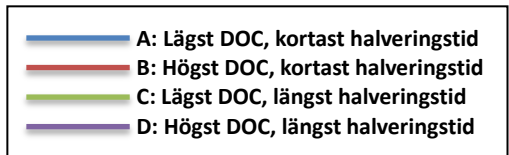


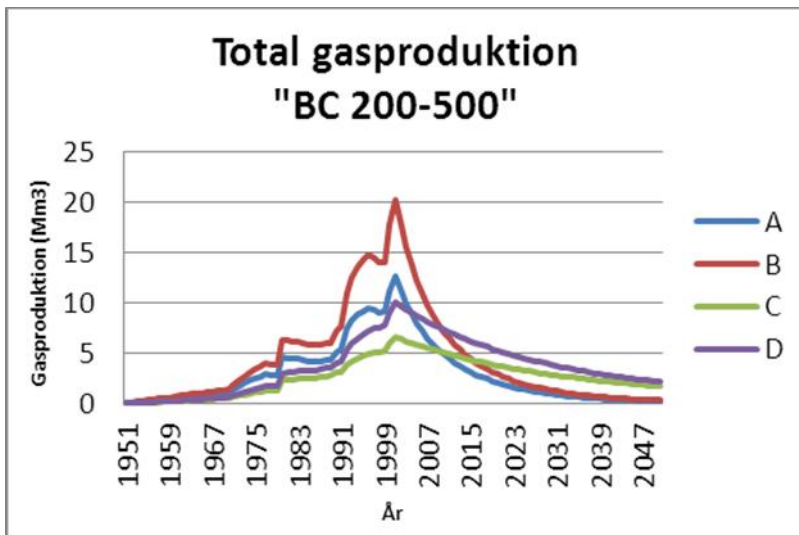
I Figur 32 A-H presenteras gasproduktionen från de olika avfallsfraktionerna. Papper har stått för det överlägset största bidraget till gasproduktionen sett under hela den studerade tidsperioden, år 1951 till 2030. Papper genererar under hela tidsperioden en ackumulerad gasproduktion på mellan 103 och 177 MNm³ för lägsta respektive högsta scenariot. Matavfall är den fraktion som näst efter papper bidrar mest till gasproduktionen, med en ackumulerad gasproduktion under hela tidsperioden på mellan 31 MNm³ och 93 MNm³ för lägsta respektive högsta scenariot. Papper och matavfall når båda sin topp i gasproduktion år 2001, med en gasproduktion på nästan 8,5 MNm³ för mat och 7 MNm³ för papper. Övriga fraktioner bidrar med väsentligt mindre gasproduktion under den studerade tidsperioden. Gallerrens och sandfång står för det minsta bidraget, med en topp i gasproduktionen på 0,14 MNm³. Textil når sin gasproduktionstopp 1992.

I Figur 33 syns att den totala gasproduktionen för ”BC 200-500” nådde sin kulmen 2001. Gasproduktionen var som högst, beroende på scenario, mellan 7 MNm³ och 21 MNm³. Totalt ackumulerad gasproduktion uppskattades till 205-429 MNm³ mellan åren 1951 och 2030. Enligt uppskattningar har 66-85 % av den totalt ackumulerade gasproduktionen fram till år 2030 förbrukats år 2010. Kvarvarande gaspotential fram till år 2030 uppskattas till 44-105 MNm³.



Figur 32. A-H) Den modellerade deponigasproduktionen (Mm³, 50 % metanhalt) från avfallsfraktioner som deponerats på "BC 200-500".





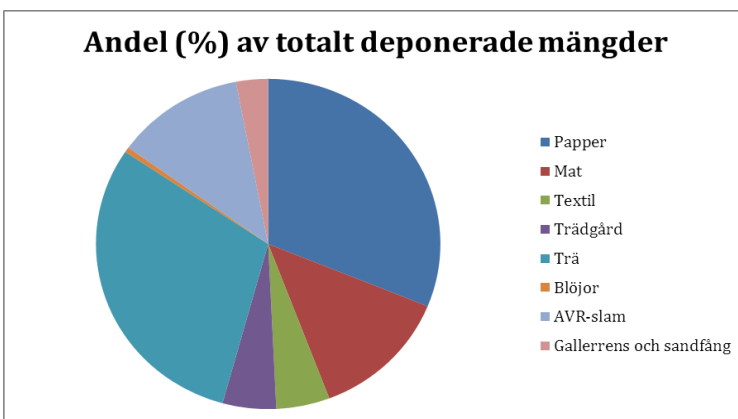
Figur 33. Den totala deponigasproduktionen för "BC 200-500" (MNm³, 50 % metanhalt).

"Övriga deponiceller"

Deponerade mängder på delområde "Övriga deponiceller" finns redovisat i Tabell 11. Deponerade mängder avser de i modelleringen inkluderade avfallsfraktionerna. Årsvis deponerade mängder presenteras i Bilaga 2. Tabell 11 visar att papper, tätt följt av trä, utgör den största andelen av de totalt deponerade mängderna i området "Övriga deponiceller".

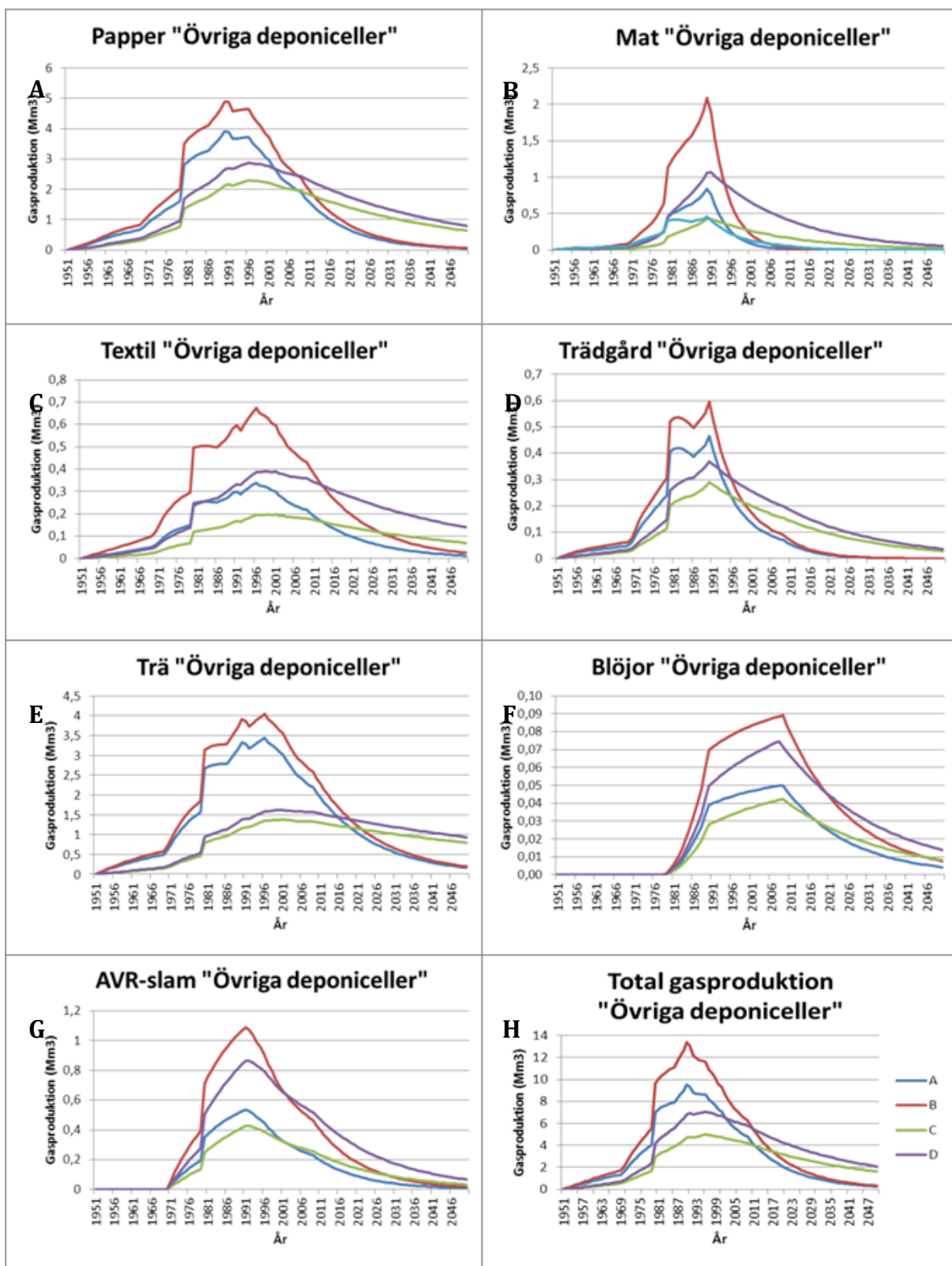
Tabell 11. Totalt deponerade mängder i "Övriga deponiceller". Andelen som varje avfallsfraktion representerar av totalt deponerade mängder visas i ett cirkeldiagram under tabellen.

Deponerade mängder (ton) i "Övriga deponiceller"								
Avfallsfraktion	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
Summa	600810	246950	104030	98170	569860	7240	232480	63700



Den modellerade gasproduktionen för "Övriga deponiceller" visas i Figur 34 A-G för varje avfallsfraktion enligt de fyra olika scenarierna. Papper är den avfallsfraktion som bidrar mest till gasproduktionen under tidsperioden 1951-2030. Papper genererar under tidsperioden en ackumulerad gasproduktion på mellan 99 MNm³ och 161 MNm³.

Den totala gasproduktionen för "Övriga deponiceller" visas i Figur 34-H. Enligt modellresultatet nådde den totala gasproduktionen sin kulmen 1990. Gasproduktionens topp låg för de olika scenarierna mellan 5 MNm³ och 13 MNm³. Totalt ackumulerad gasproduktion mellan 1951 och 2030 uppskattades till 214-424 MNm³. Enligt uppskattningar har 72-87 % av den totalt ackumulerade gasmängden fram till år 2030 redan genererats fram till år 2010. Kvarvarande gaspotential fram till år 2030 är uppskattningsvis 45-86 MNm³.



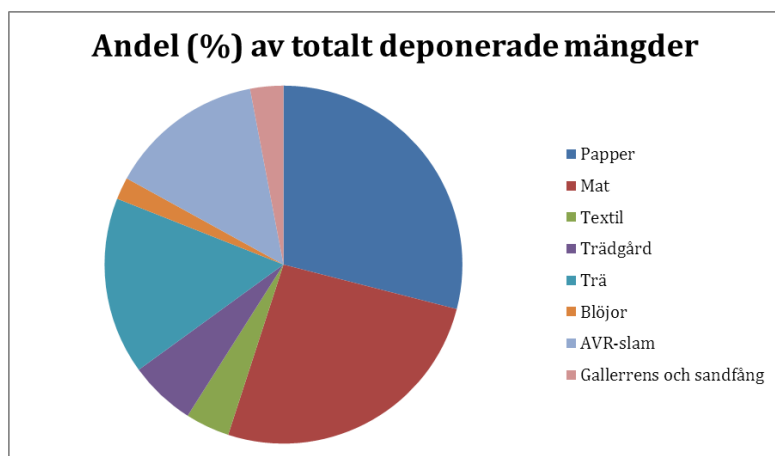
Figur 34. A-G) Den modellerade deponigasproduktionen (MNm^3 , 50 % metanhalt) från avfallsfraktioner som deponerats på "Övriga deponiceller". H) Total deponigasproduktion för "Övriga deponiceller" (MNm^3 , 50 % metanhalt).

"BC 600"

På samma sätt som med ovanstående delområden redovisas deponerade mängder i "BC 600" i tabellform, i Tabell 12. För en detaljerad redogörelse över årsvis deponerade mängder, se Bilaga 2. Tabell 12 visar att papper utgör den största andelen av de deponerade mängderna i "BC 600", tätt följt av mat.

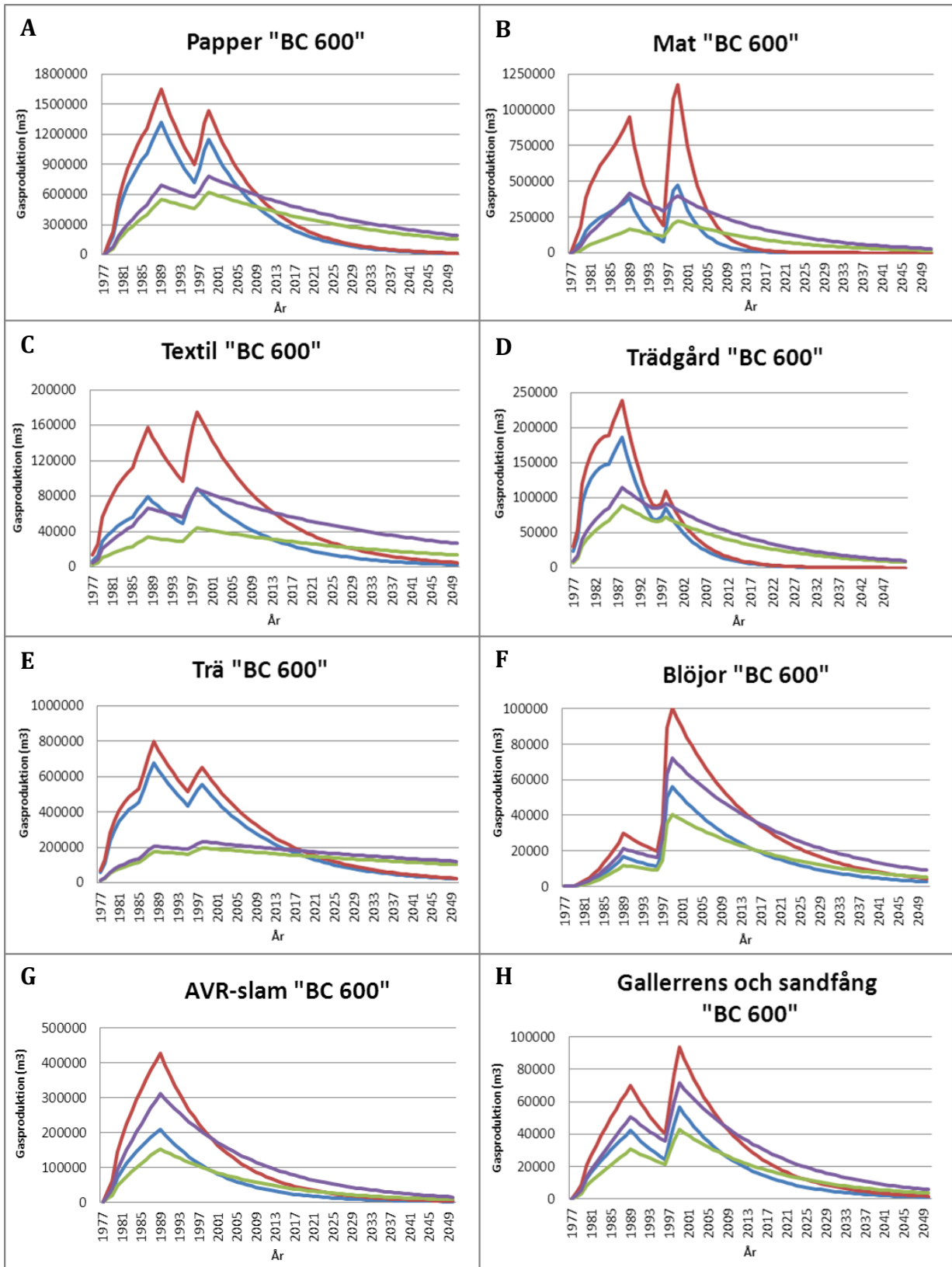
Tabell 12. Totalt deponerade mängder i "BC 600". Andelen som varje avfallsfraktion representerar av totalt deponerade mängder visas i ett cirkeldiagram under tabellen.

Deponerade mängder (ton) i "BC 600"								
Avfallsfraktion	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
Summa	126330	115730	17510	26380	70160	7950	61400	13240

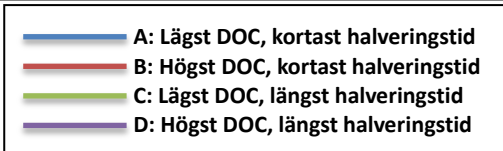


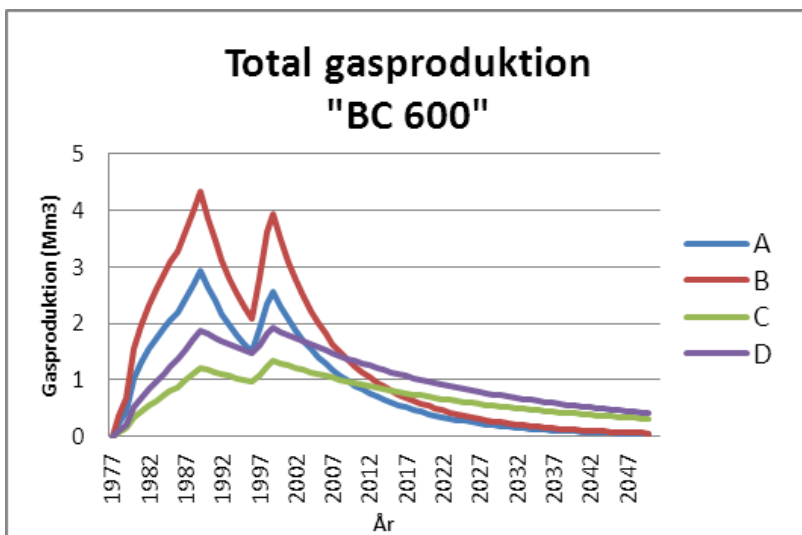
Den modellerade gasproduktionen för samtliga avfallsfraktioner i "BC 600" visas i Figur 35 A-H. Papper står för det största bidraget till gasproduktionen, tätt följt av mat. Den ackumulerade gasproduktionen från papper mellan idrifttagandet 1977 och 2030 uppskattas till 22-38 MNm³ och från mat 6-17 MNm³, beroende på scenario. Papper når en första topp i gasproduktionen på mellan 0,6 MNm³ och 1,7 MNm³ och en andra topp på mellan 0,6 MNm³ och 1,4 MNm³. De två gasproduktionstopparna för mat är 0,2-1,0 MNm³ respektive 0,2-1,2 MNm³.

Den totala gasproduktionen för "BC 600" når, enligt Figur 36, sin kulmen 1989 för samtliga scenarier för att därefter avta. En ny topp uppnås 1999. Den första toppen indikerar en gasproduktion på mellan 1,2 MNm³ och 4,3 MNm³ och den andra toppen på mellan 1,3 MNm³ och 3,9 MNm³. Den totalt ackumulerade gasproduktionen från 1977 till 2030 varierar mellan 45 MNm³ och 96 MNm³ beroende på scenario. Enligt uppskattningar har 69-88 % av den totalt ackumulerade gasmängden fram till år 2030 producerats till år 2010. Återstående gaspotential uppskattas till 8,7-19,5 MNm³.



Figur 35. A-H) Den modellerade deponigasproduktionen (Nm^3 , 50 % metanhalt) från avfallsfraktioner som deponeras på "BC 600".





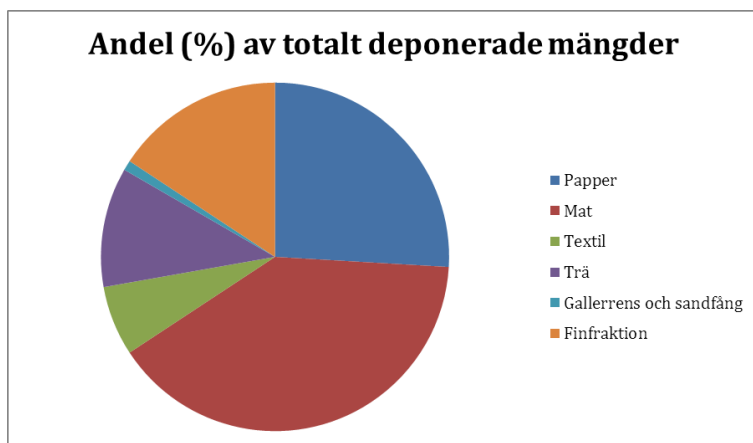
Figur 36. Den totala deponigasproduktionen för "BC 600" (MNm³, 50 % metanhalt).

"BCR 1"

Deponerade mängder i "BCR 1" av de i modelleringen inkluderade avfallsmängderna visas i Tabell 13. I tabellen syns att mat följt av papper utgör de fraktioner som det har deponerats mest av i "BCR 1". Enligt antagande och tillgänglig information deponerades inte AVR-slam efter år 2000 varför fraktionen följaktligen inte heller finns listad i Tabell 13. Gallerrens och sandfång deponerades i "BCR 1" endast under 2002. Blöjor och trädgårdsavfall har inte beaktats i modelleringen för "BCR 1", vilket beror på att sammansättningen på avfallet till BCR, enligt tillgängliga källor, inte inkluderade dessa fraktioner.

Tabell 13. Totalt deponerade mängder i "BCR 1". Andelen som varje avfallsfraktion representerar av totalt deponerade mängder visas i ett cirkeldiagram under tabellen.

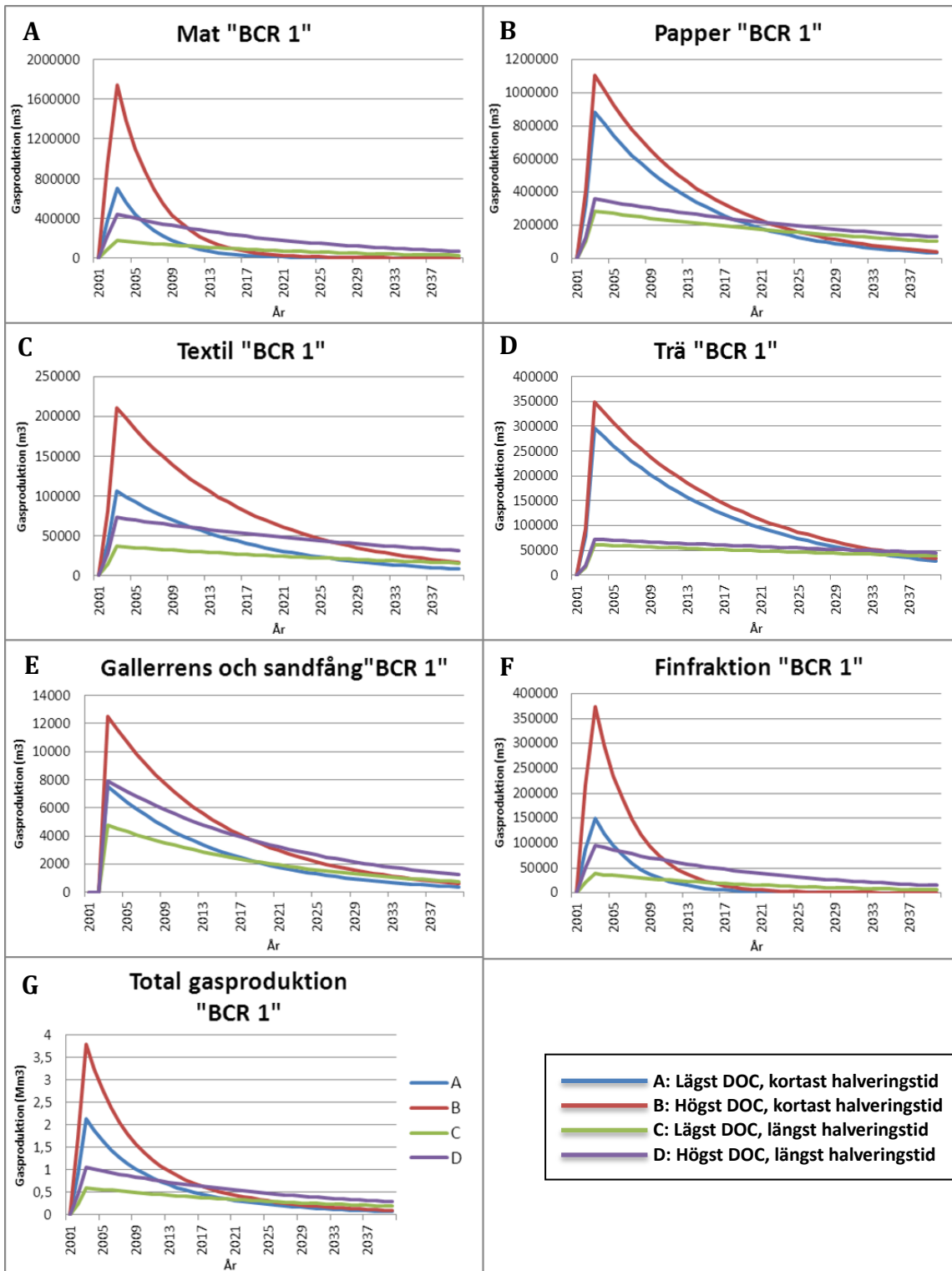
Deponerade mängder (ton) i BCR 1						
	Papper	Mat	Textil	Trä	Gallerrens och sandfång	Finfraktion
2001	10240	21070	2840	3090		4860
2002	18100	22290	4730	8710	610	4500
Summa	28350	43360	7570	11790	610	9360



För "BCR 1" är papper och mat de avfallsfraktioner som enligt modellresultaten genererar störst ackumulerade gasmängder, räknat från idrifttagandet 2001 till 2030. De ackumulerade mängderna är för papper och mat 7,9-13 MNm³ respektive 3,4-9,4 MNm³. Produktionstopparna för samtliga fraktioner infinner sig år 2003 och är högst för papper, 0,3-1,1 MNm³, följt av mat, 0,2-1,7 MNm³. Detta illustreras i Figur 37 A-F.

Den totala gasproduktionen når en topp, år 2003, på mellan 0,6 MNm³ och 3,8 MNm³, vilket visas i Figur 37-G. Den totala gasproduktionen för "BCR 1" från idrifttagandet 2001 fram till 2030 uppskattades till 12-32 MNm³, beroende på scenario. 39-65 % av den totalt ackumulerade

gasmängden fram till år 2030 uppskattas enligt modellresultaten ha producerats till år 2010. Återstående gaspotential uppskattas till 7-11 MNm³.



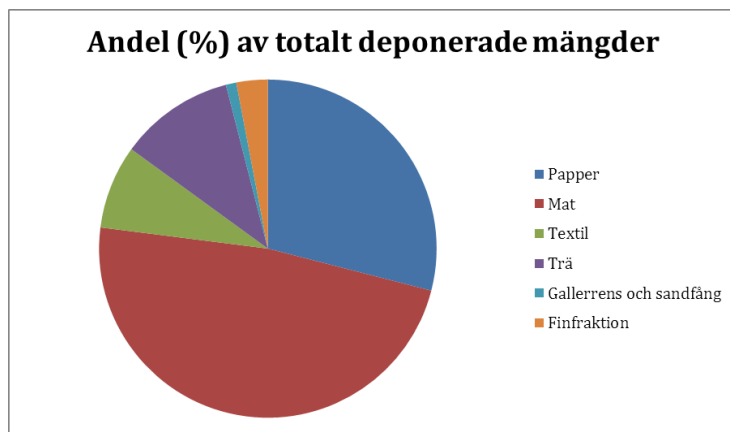
Figur 37. A-F) Den modellerade deponigasproduktionen (Nm³, 50 % metanhalt) från avfallsfraktioner som deponerats på "BCR 1". G) Total deponigasproduktion för "BCR 1" (MNm³, 50 % metanhalt).

"BCR 2"

Deponerade mängder, av de i modelleringen inkluderade avfallsfraktionerna, i "BCR 2" visas i Tabell 14. Mat representerar den största deponerade avfallsfraktionen följt av papper. Enligt uppgifter deponerades gallerrens och sandfång i "BCR 2" endast under 2004. I likhet med "BCR 1" ingick inte blöjor och trädgårdsavfall i den avfallssammansättning som användes i modelleringen.

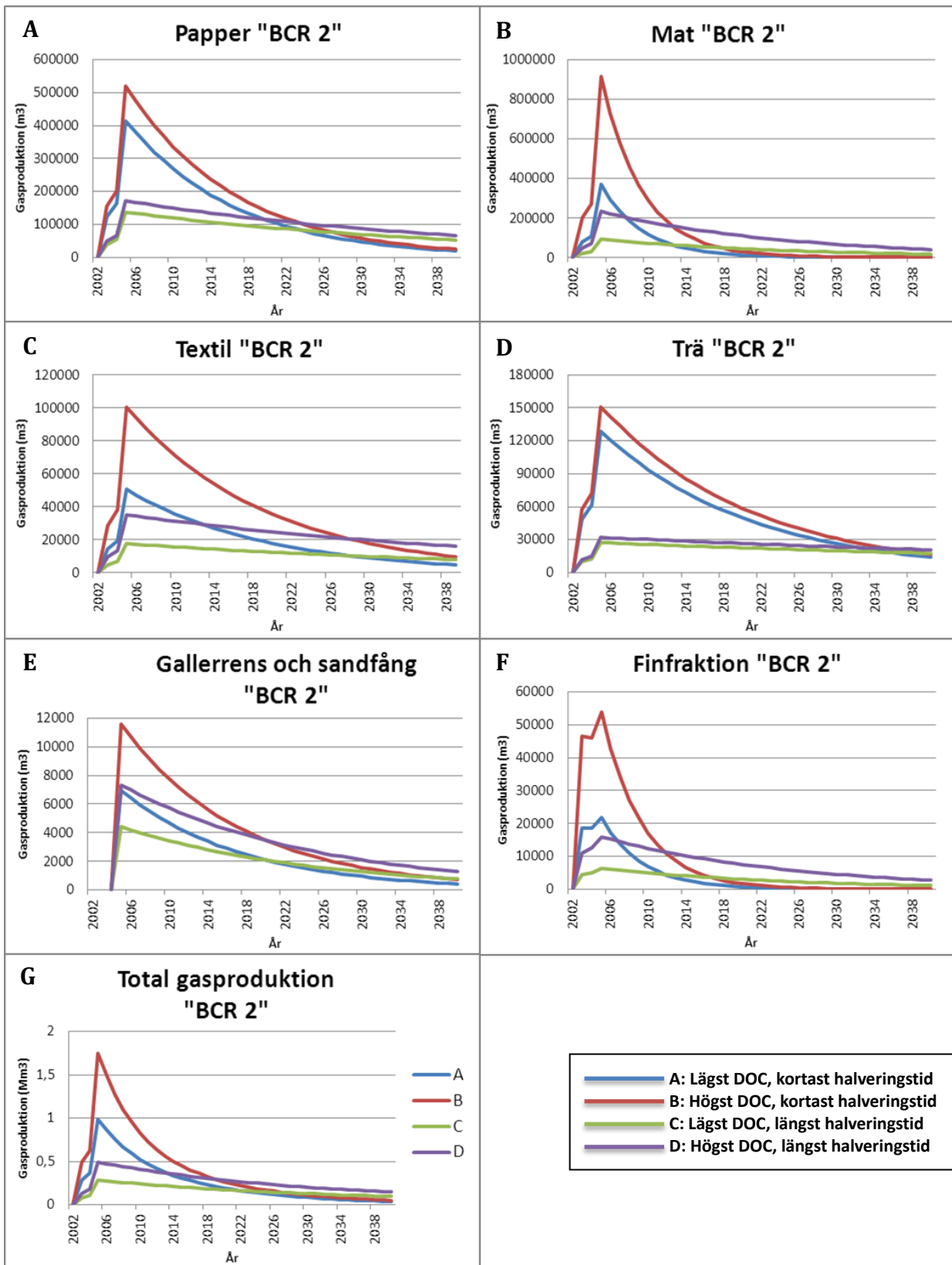
Tabell 14. Totalt deponerade mängder i "BCR 2". Andelen som varje avfallsfraktion representerar av totalt deponerade mängder visas i ett cirkeldiagram under tabellen.

	Deponerade mängder (ton) i "BCR 2"					
	Papper	Mat	Textil	Trä	Gallerrens och sandfång	Finfraktion
2002	3860	4480	1000	1920		1040
2003	1520	2450	410	610		210
2004	8280	15740	2270	2780	560	390
Summa	13660	22670	3680	5300	560	1640



Mat och papper är de avfallsfraktioner som bidrar med störst gasmängd. Från idrifttagandet av "BCR 2" år 2002 fram till 2030 uppskattades papper generera 2,7-5,9 MNm³ och mat motsvarande 1,4-4,9 MNm³. Gasproduktionen för mat och papper var som högst 2005 och var då 0,09-0,9 Mm³ respektive 0,1-0,5 Mm³. Detta åskådliggörs i Figur 38 A-F.

Den totala gasproduktionen för "BCR 2" når en topp år 2005 på 0,3-1,8 MNm³, vilket syns i Figur 38-G. Den ackumulerade gasproduktionen mellan idrifttagandet 2002 fram till 2030 uppskattades enligt modelleringen till mellan 5,3 MNm³ och 15 MNm³.



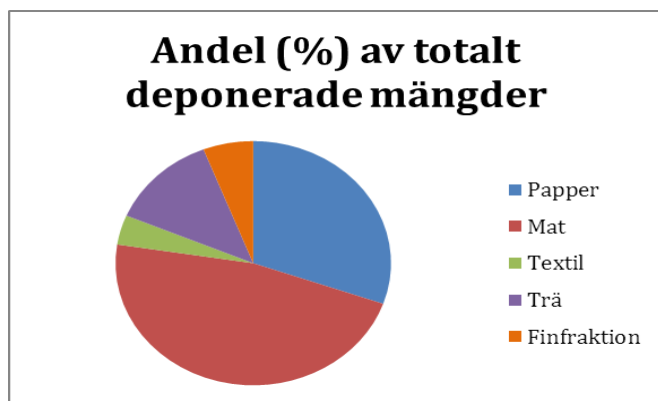
Figur 38. A-F) Den modellerade deponigasproduktionen (Nm^3 , 50 % metanhalt) från avfallsfraktioner som deponerats i "BCR 2". G) Totala gasproduktionen för "BCR 2" (MNm^3 , 50 % metanhalt).

"BC 2003"

Deponerade mängder av de i modelleringen inkluderade avfallsfraktionerna presenteras i Tabell 15. Eftersom delområden endast varit i drift under tre år presenteras deponerade mängder för varje år direkt i Tabell 15 och inte i någon bilaga. Tabellen visar att mat och papper står för det största bidraget till de totalt deponerade mängderna. Eftersom samma sammansättning på hushålls- och industriavfallet antogs i "BC 2003" som till "BCR 1" och "BCR 2" finns inte blöjor, trädgårdsavfall, gallerrens och sandfång samt AVR-slam med som fraktioner.

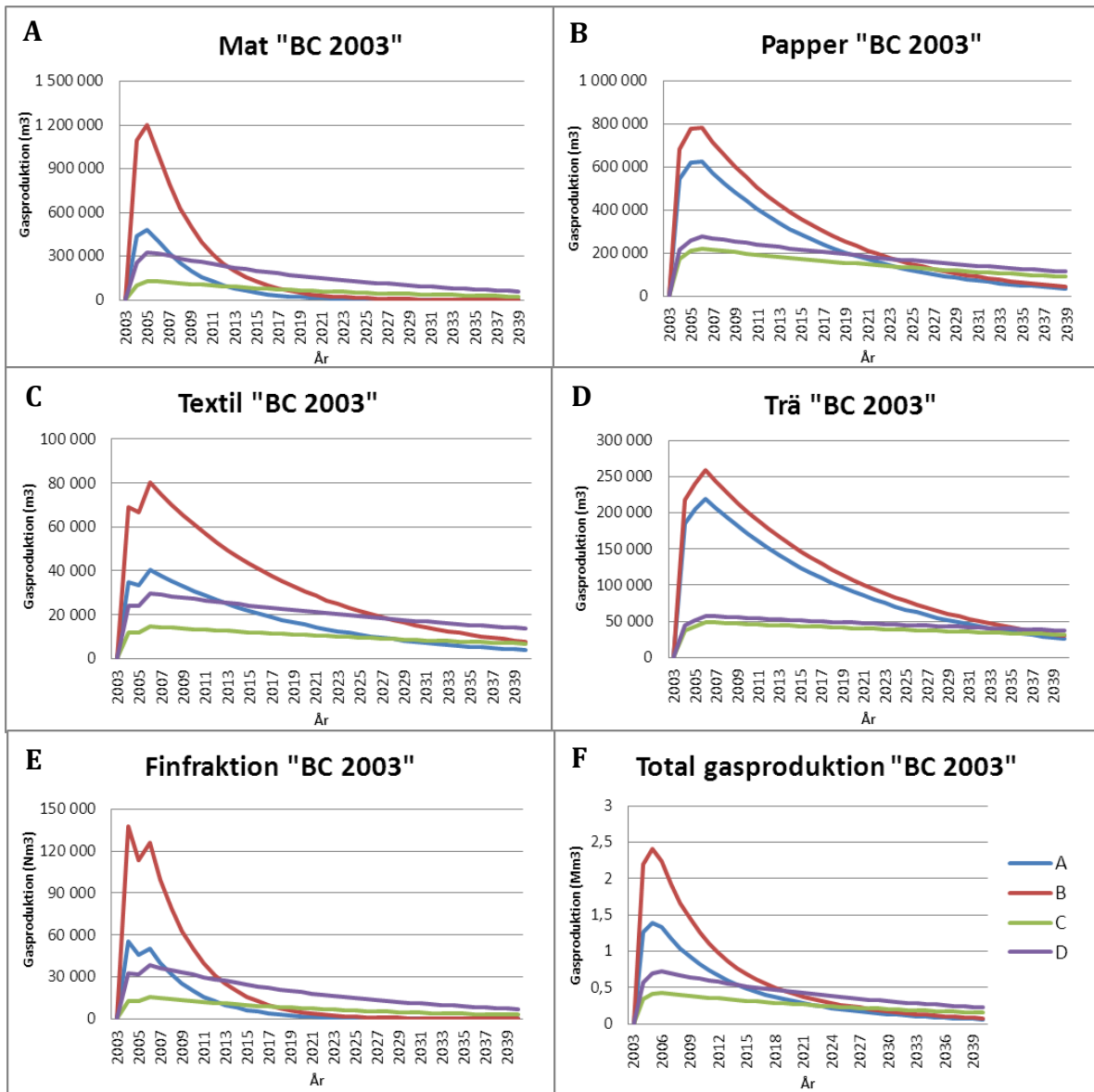
Tabell 15. Totalt deponerade mängder i "BC 2003". Andelen som varje avfallsfraktion representerar av totalt deponerade mängder visas i ett cirkeldiagram under tabellen.

År	Deponerade mängder (ton) i "BC 2003"				
	Papper	Mat	Textil	Trä	Finfraktion
2003	16950	24510	2420	7260	3080
2004	3810	7490	80	1220	100
2005	1760	950	620	1080	790
Summa	22510	32950	3130	9560	3980



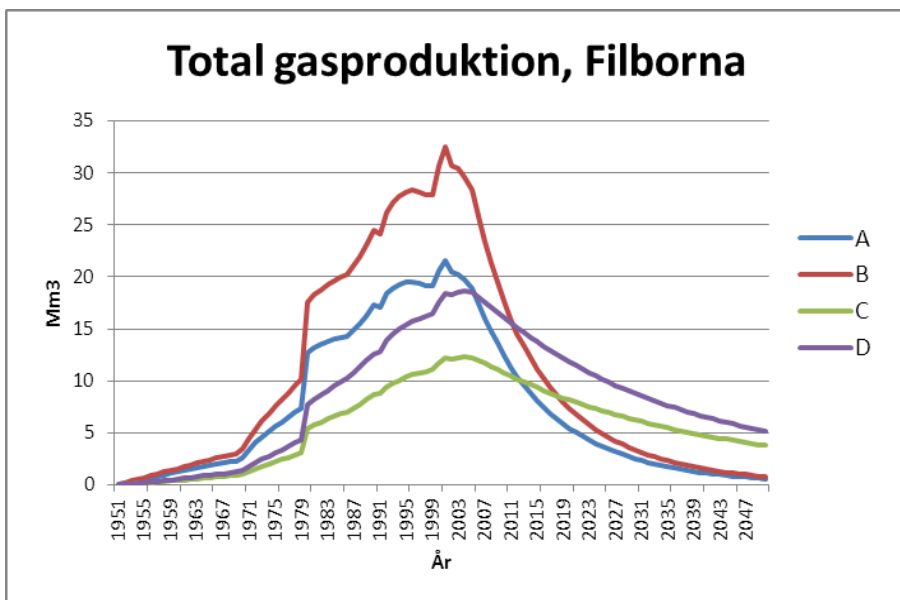
Mat och papper har, som syns i Figur 39 A-E, de högsta gasproduktionstopparna på 0,15- 12 MNm³ respektive 0,2-0,8 MNm³, år 2006. Den största volymen producerad deponigas kommer också från papper och mat. Enligt modelleringen är den ackumulerade gasproduktionen från papper och mat 4,4-9,8 MNm³ respektive 2,1-7,1 MNm³, räknat från idrifttagandet 2003 till 2030.

Den totala gasproduktionen för "BC 2003", har som syns i Figur 39-F, en topp år 2005 där gasproduktionen är 0,4-2,4 MNm³. Den ackumulerade gasproduktionen från idrifttagandet 2003 och fram till och med 2030 uppskattades till mellan 8 MNm³ och 23 MNm³. Enligt modellresultat uppskattas 33-58 % av den totalt ackumulerade gasmängden fram till år 2030 ha producerats fram till år 2010. Återstående gaspotential uppskattas till 5,5-9,6 MNm³.



Figur 39. A-E) Den modellerade deponigasproduktionen (Nm^3 , 50 % metanhalt) från avfallsfraktioner som deponerats i "BC 2003". F) Totala gasproduktionen för "BC 2003" (MNm^3 , 50 % metanhalt).

I Figur 40 presenteras den totala gasproduktionen för hela Filborna. Denna har räknats fram genom att lägga ihop total gasproduktion från respektive delområde. I figuren syns att samtliga scenarion för Filborna hade sin topp i gasproduktion kring år 2002 för att därefter oavbrutet avta. Papper och trä genererar under tidsperioden från 1951 till 2030 de största gasmängderna: 242- 421 MNm^3 respektive 112-272 MNm^3 . Den ackumulerade gasproduktionen för Filborna från 1951 till 2030 är enligt modellresultaten mellan 490 MNm^3 och 1019 MNm^3 , beroende på scenario. Ur resultaten uppskattas att mellan 67 % och 84 % av den ackumulerade gasmängden mellan 1951 och 2030 har genererats fram till 2010, vilket innebär en uppskattad återstående gaspotential på mellan 16 % och 33 % fram till 2030. Återstående gaspotential uppskattas i absoluta tal till mellan 117 MNm^3 och 237 MNm^3 .



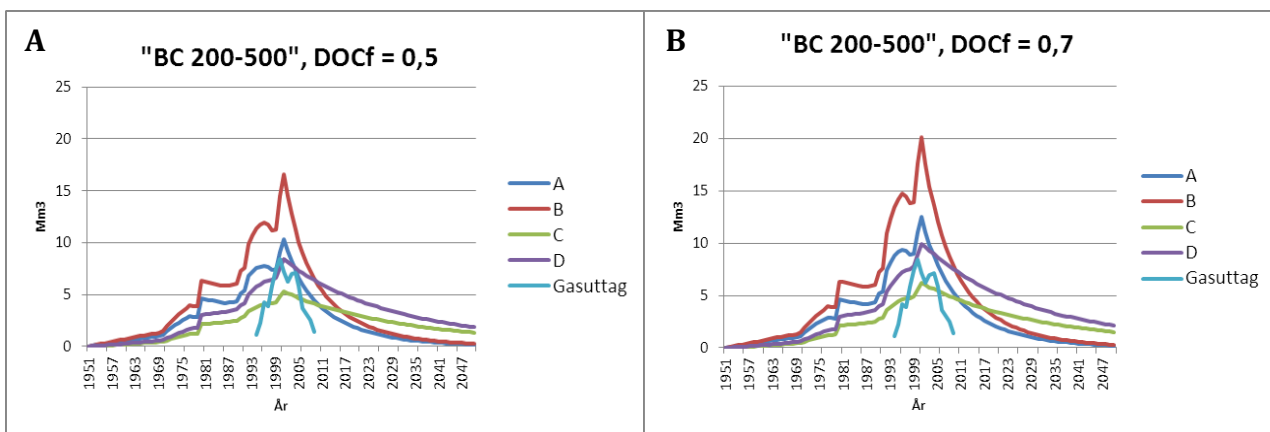
Figur 40. Total deponigasproduktion för Filborna (MNm³,50 % metanhalt).

5.2.2 TOTAL GASPRODUKTION I RELATION TILL GASUTTAG

I följande avsnitt presenteras först modellresultaten över den totala gasproduktionen för varje delområde då ett DOC_f på 0,5 användes för samtliga delområden. Modellresultaten sätts i relation till gasuttagen som tilldelats varje delområde. Därefter redovisas modellresultaten med korrigerade värden på DOC_f och sätts på samma sätt i relation till gasuttagen.

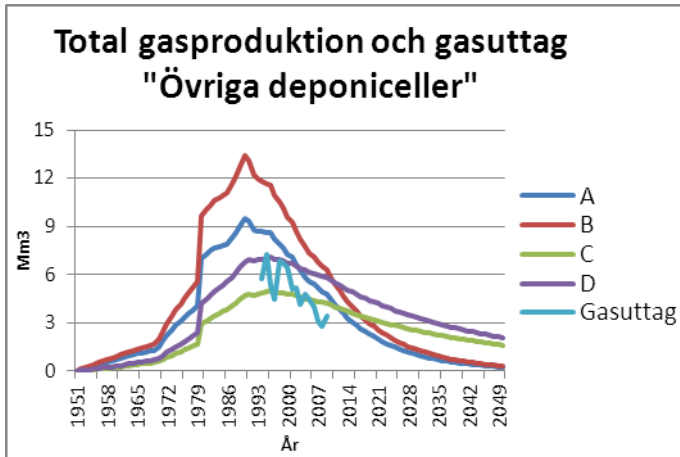
Den totala gasproduktionen från "BC 200-500", då ett värde på 0,5 användes för DOC_f , visas i Figur 41-A i relation till gasuttaget. I Figur 41-B presenteras den totala gasproduktionen med korrigerat värde på DOC_f . Gasuttaget, som finns redovisat från 1994 till 2009, har i båda figurerna en topp som väl överensstämmer med gasproduktions-toppen för samtliga scenarion. Dock framgår av figurerna att gasuttagets storlek i relation till gasproduktionen har minskat i Figur 41-B jämfört med Figur 41-A.

Gasuttag och total gasproduktion "BC 200-500"



Figur 41. Modellerad gasproduktion (MNm³,50 % metanhalt) för "BC 200-500" i relation till gasuttag (MNm³). A) Gasproduktion modellerat med ett $DOC_f = 0,5$. B) Gasproduktion modellerat med ett $DOC_f = 0,7$.

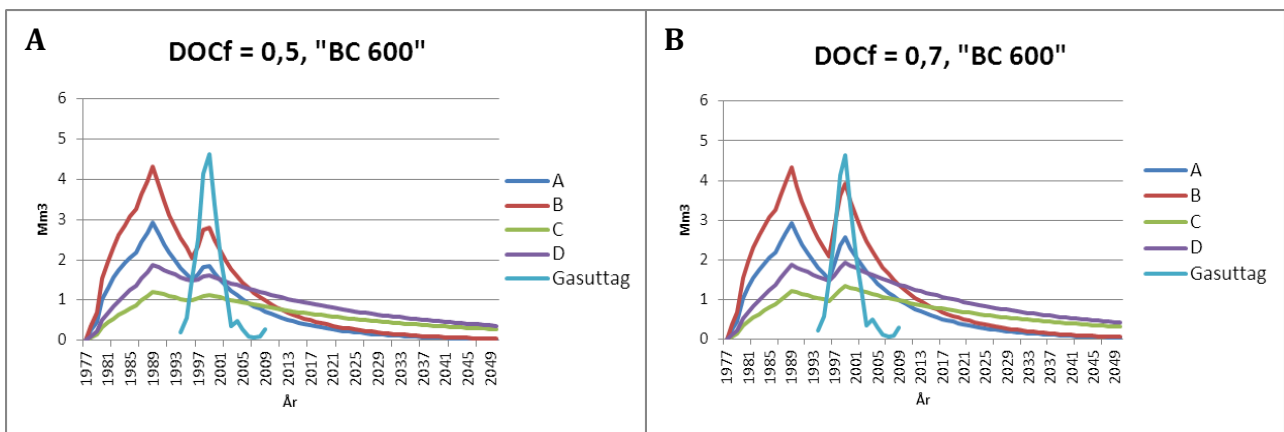
Den totala gasproduktionen från "Övriga deponiceller" presenteras i Figur 42 tillsammans med gasuttaget. Gasuttaget som tilldelats "Övriga deponiceller" finns redovisat från 1994 till 2009. Gasuttaget följer samma trend som gasproduktionen med undantag av en kraftig nedgång år 1996.



Figur 42. Modellerad gasproduktion (MNm³, 50 % metanhalt) för "Övriga deponiceller" i relation till gasuttag (MNm³).

Den totala gasproduktionen från "BC 600", från modellering med ett DOC_f på 0,5, presenteras tillsammans med gasuttaget från samma delområde i Figur 43-A. Gasproduktionen från modellering med ett korrigerat DOC_f visas i Figur 43-B tillsammans med gasuttaget. Gasuttaget redovisas mellan åren 1994 och 2009. I både Figur 43-A och i Figur 43-B följer gasuttaget samma trend som gasproduktionen uppvisar. Dock är gasuttaget i båda figurerna högre än gasproduktionen för samtliga scenarion, men är tydligt högre, i relation till gasproduktionen, i Figur 43-A jämfört med i Figur 43-B.

Gasuttag och total gasproduktion "BC 600"

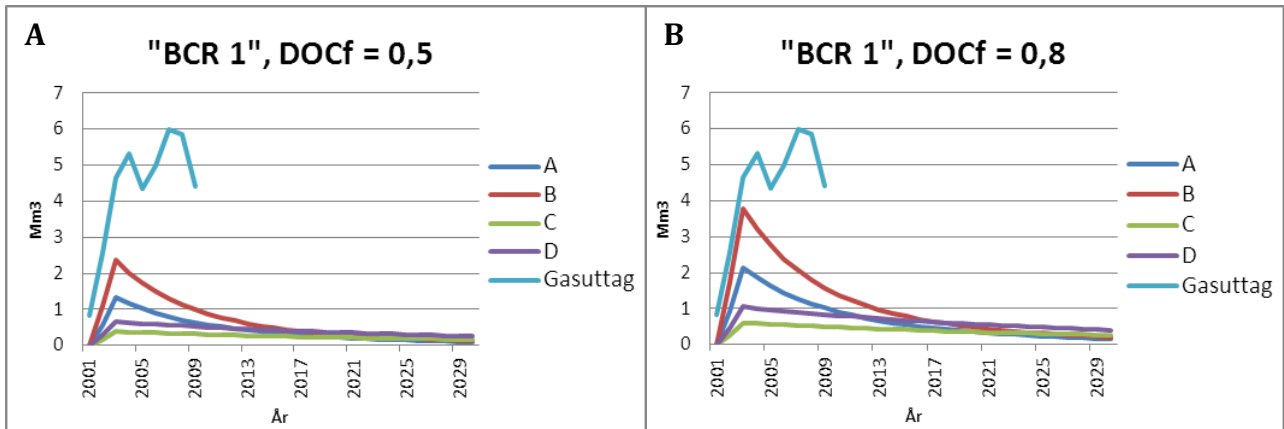


Figur 43. Modellerad gasproduktion (MNm³, 50 % metanhalt) för "BC600" i relation till gasuttag (MNm³).
A) Gasproduktion modellerat med ett DOC_f=0,5. B) Gasproduktion modellerat med ett DOC_f=0,7.

I Figur 44-A presenteras den totala gasproduktionen för "BCR 1", då det i modelleringen har använts ett DOC_f på 0,5, tillsammans med gasuttaget för samma delområde. Den totala gasproduktionen från modelleringen med korrigerat värde på DOC_f visas i Figur 44-B tillsammans med gasuttaget. Gasuttaget finns redovisat från 2002 till 2009. Som åskådliggörs i figurerna följer gasuttaget initialt samma trend som den totala gasproduktionen uppvisar. Dock är toppen för gasuttaget, i relation till gasproduktionen, förskjutet ett år fram i tiden. Till skillnad från gasproduktionen har gasuttaget även en andra topp som inleds 2006. Gasuttaget är, som syns i

båda figurerna, högre än samtliga scenarion, vilket i realiteten är omöjligt. Även med ett korrigerat DOC_f ser gasuttaget, i förhållande till den totala gasproduktionen, orimligt högt ut.

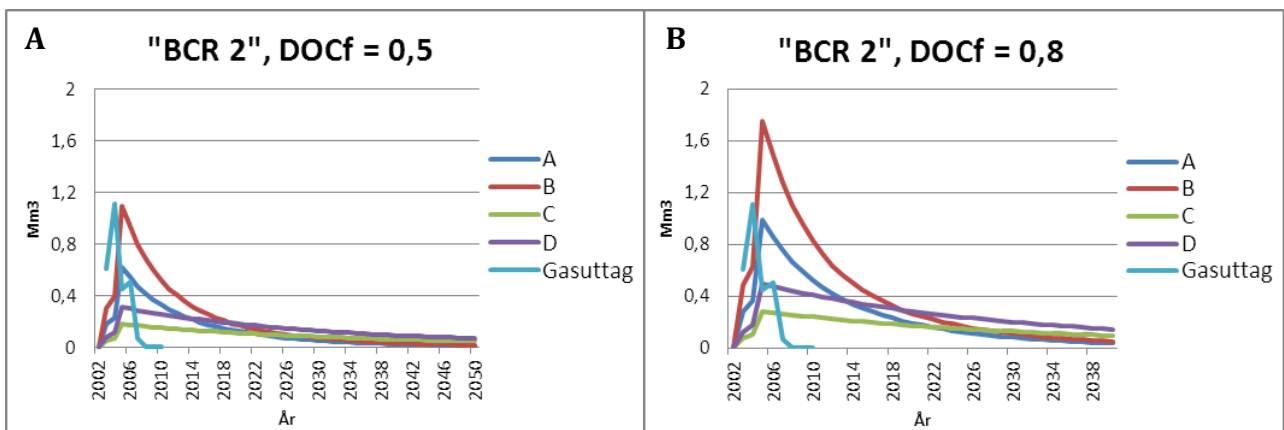
Gasuttag och total gasproduktion "BCR 1"



Figur 44. Modellerad gasproduktion (MNm^3 , 50 % metanhalt) för "BCR 1" i relation till gasuttag (MNm^3).
 A) Gasproduktion modellerat med ett $DOC_f = 0,5$. B) Gasproduktion modellerat med ett $DOC_f = 0,8$.

Den totala gasproduktionen från "BCR 2", från modellering med ett DOC_f på 0,5, visas i Figur 45-A tillsammans med gasuttaget från samma delområde. I figuren syns att gasuttagets topp är av samma storlek som toppen för gasproduktionen. Figur 45-B visar den totala gasproduktionen med korrigerat DOC_f tillsammans med gasuttaget. Gasuttaget finns redovisat mellan åren 2003 och 2007. Som syns i båda figurerna följer gasuttaget initialt samma trend som gasproduktionen men når sin topp ett år tidigare än gasproduktionen. Gasuttaget uppvisar därefter en kraftig nedgång, betydligt mer markant än den för gasproduktionen, och är, i gasutvinningssammanhang, i princip obefintlig 2007. Toppen för gasuttaget är i Figur 45-B lägre än gasproduktionstoppen för det högsta scenariot.

Gasuttag och total gasproduktion "BCR 2"

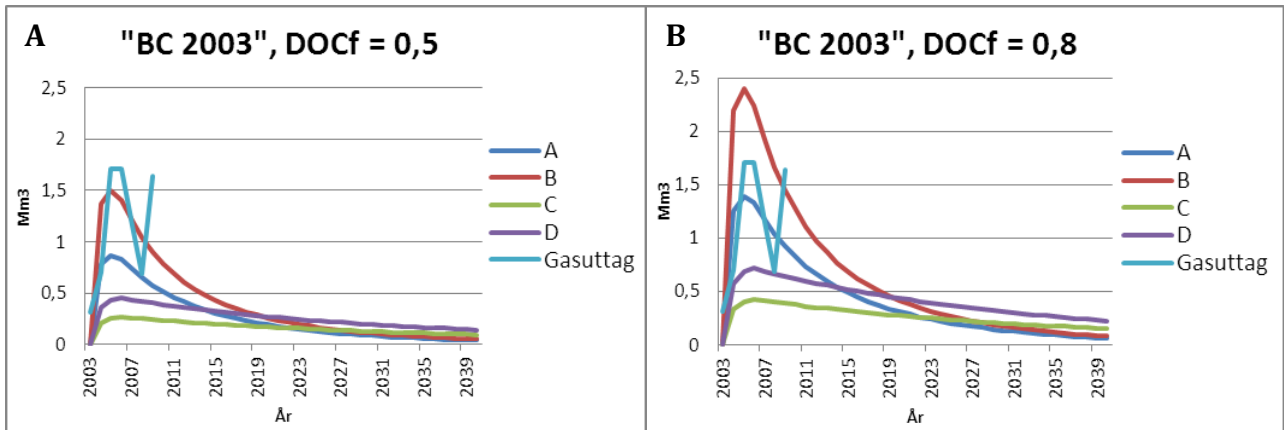


Figur 45. Modellerad gasproduktion (MNm^3 , 50 % metanhalt) för "BCR 2" i relation till gasuttag (MNm^3).
 A) Gasproduktion modellerat med ett $DOC_f = 0,5$. B) Gasproduktion modellerat med ett $DOC_f = 0,8$.

I Figur 46-A visas den totala gasproduktionen för "BC 2003", från modellering med ett DOC_f på 0,5, tillsammans med gasuttaget för samma delområde. Den totala gasproduktionen med korrigerat värde på DOC_f finns redovisat i Figur 46-B, tillsammans med gasuttaget. Gasuttaget finns redovisat mellan år 2003 och 2009. Gasuttaget följer samma trend som gasproduktionen, men med en något senare topp. Till skillnad från gasproduktionen uppvisar gasuttaget en kraftig nedgång varpå den

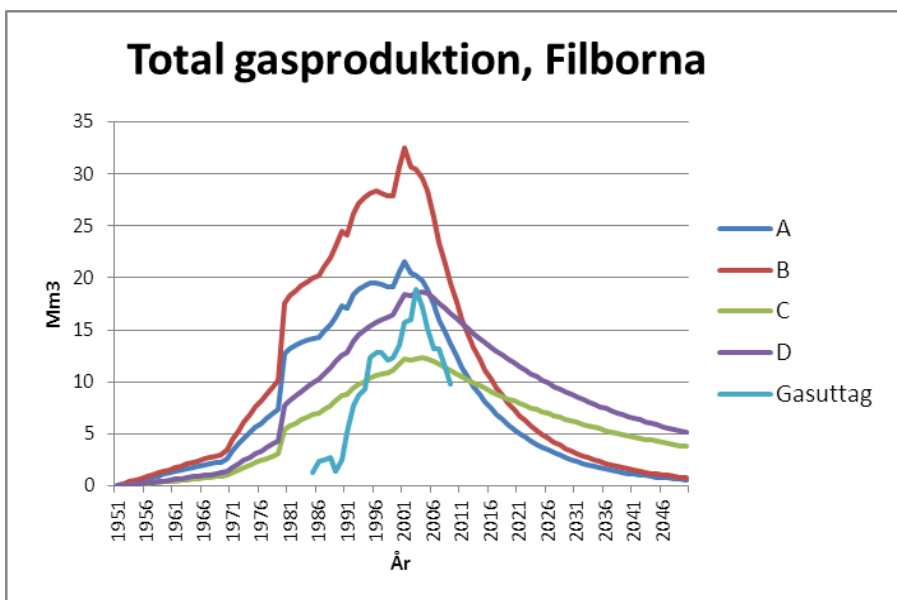
sedan ökar igen. Toppen av gasuttaget är, i Figur 46-A, högre än gasproduktionens topp för samtliga scenarier. Så är inte fallet i Figur 46-B där gasuttagets topp understiger gasproduktionstoppet för det högsta scenariot.

Gasuttag och total gasproduktion "BC 2003"



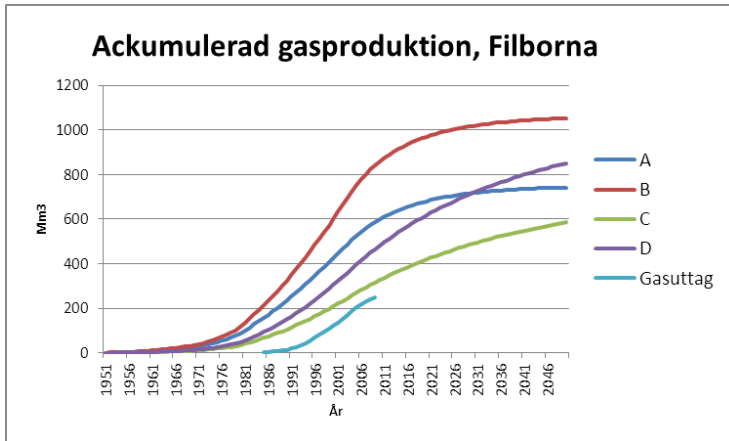
Figur 46. Modellerad gasproduktion (MNm³, 50 % metanhalt) för "BC 2003" i relation till gasuttag. A) Gasproduktion modellerad med ett DOCf = 0,5. B) Gasproduktion modellerad med ett DOCf = 0,8.

Den sammanlagda gasproduktionen från Filborna visas i Figur 47 tillsammans med gasuttaget. Gasuttaget, angett för hela deponin och avläst från kompressorstationen, är direkt taget ur miljörapporter från 1985 till 2009. Gasuttaget följer samma trend som gasproduktionen, framförallt trenden för scenario A och B. Toppen i gasuttaget inträffar ungefär samtidigt som toppen i den modellerade gasproduktionen.



Figur 47. Total gasproduktion (MNm³, 50 % metanhalt) för samtliga delområden, Filborna.

Den ackumulerade modellerade gasproduktionen för varje modellscenario och år visas i Figur 48 tillsammans med det totalt ackumulerade gasuttaget. I figuren framgår det att scenario B genererar mest gas över tiden. För det i studien aktuella tidsperspektivet, det vill säga fram till 2030, följs scenario B av scenario A. Om ett något längre tidsperspektiv antas skulle dock scenario D visa en högre totalt ackumulerad gasproduktion än scenario A.



Figur 48. Ackumulerad modellerad gasproduktion (MNm^3 , 50 % metanhalt) för Filborna samt ackumulerat gasuttag (MNm^3).

6. DISKUSSION

6.1 Kvarvarande gaspotential

Gasproduktionen för Albäck förväntas enligt modellresultaten att kraftigt reduceras under kommande år. Hastigheten med vilken gasproduktionen kommer att avta varierar beroende på scenario. Utifrån resultaten uppskattas en kvarvarande gaspotential i Albäck, från 2010 fram till 2030, på mellan 20 % och 35 % av den totalt ackumulerade gasmängden från idrifttagandet av deponin 1976 och fram till 2030, eller 20-30 MNm³ räknat i absoluta tal. Detta indikerar att större delen av den totalt ackumulerade gasmängden från idrifttagandet 1976 fram till 2030 redan har genererats. Viktigt att poängtera är att gasproduktionen, då nedbrytningsförloppet följer en exponentiellt avtagande trend, är som störst i början av tidsperioden mellan 2010 och 2030 för att sedan minska för varje år. I teorin kommer dock aldrig gasproduktionen att bli noll eftersom modellen baseras på en exponentiellt avtagande funktion.

Betydelsen av ett definierat tidsperspektiv

Om det tas hänsyn till ett längre tidsperspektiv skulle den kvarvarande gaspotentialen motsvara en högre andel av den totalt ackumulerade gasproduktionen än då ett kortare tidsperspektiv beaktas. Hur stor den kvarvarande gaspotentialen uppskattas till är därför en fråga om var tidsgränsen sätts. Som ett exempel beräknas den kvarvarande gaspotentialen från 2010 fram till 2116, som är det år som modelleringen i LandGEM sträcker sig. Resultatet blir att 20-55 % av den totalt ackumulerade gasmängden från 1976 till 2116, eller 25-70 MNm³ i absoluta tal, återstår från 2010 och fram till 2116. Exemplet visar att kvarvarande gaspotential, i absoluta tal, för scenario A och B inte förändras nämnvärt med ett längre tidsperspektiv, medan den i scenario C och D påverkas i en större utsträckning. Detta förklaras av att det är de två långsammare scenarierna, scenario C och D, som främst representerar den kvarvarande gaspotentialen på sikt. Den totalt ackumulerade gasmängden, som det längre tidsperspektivet skulle ge, skulle dessutom vara utspridd över en sådan lång tid att fortsatt gasutvinning inte skulle vara ekonomiskt försvarbart.

Den kvarvarande gaspotentialen för Filborna från 2010 till 2030 uppskattades, som tidigare angavs i resultatdelen, till 15-35 % av den totalt ackumulerade gasmängden från idrifttagande av deponin 1951 fram till 2030, eller 115-235 MNm³ i absoluta tal. Detta resultat innebär att upp till en tredjedel av den totala gaspotentialen återstår från 2010 till 2030. Hur stor andel av den producerade gasen som kommer att kunna utnyttjas i uppgraderingsanläggningen beror på hur gasutvinningssystemet underhålls. Avfallsfraktioner med lång halveringstid, exempelvis trä med halveringstid på mellan 11 och 55 år, genererar gas under mycket lång tid. Detta kan innebära att trä som deponerats under 1950-, 60- och 70-talet fortfarande har halva sin gaspotential kvar under tidigt 2000-tal. Att den största andelen av den totalt ackumulerade gasmängden redan har genererats kan förklaras av att deponering i Sverige, som resultat av styrmedel, har minskat under senare delen av 1900-talet. Det är därför inte konstigt att samma trend har förekommit på Filborna.

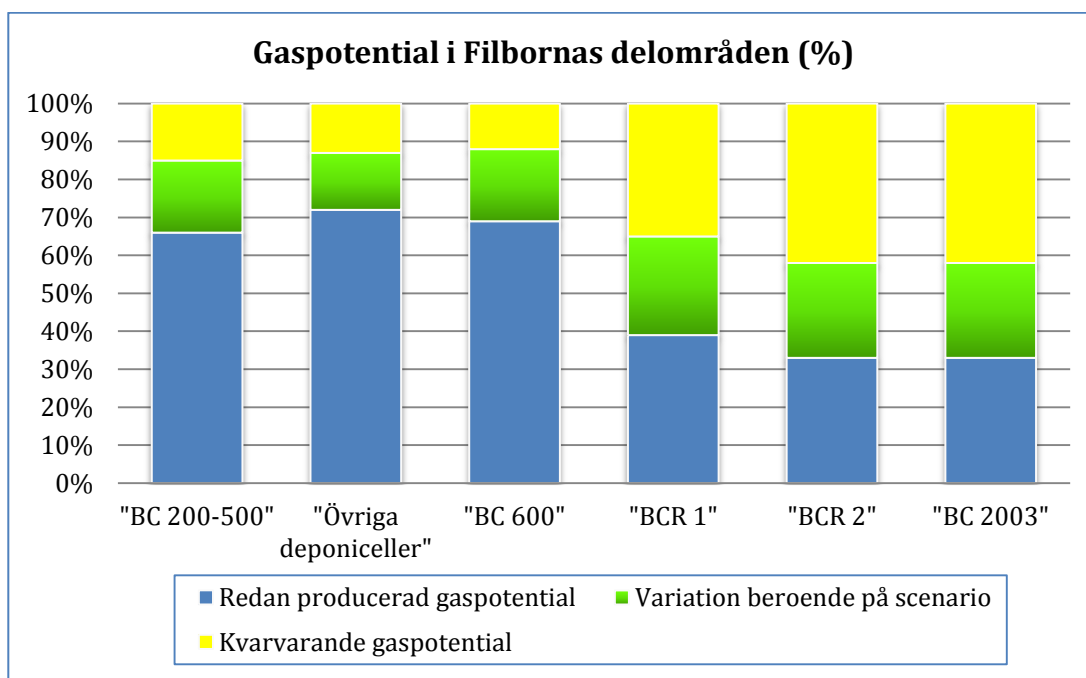
Skillnader i gaspotential för Albäck och Filborna

Vid jämförelse av återstående gaspotential för Albäck och Filborna kan det konstateras att återstående gaspotential, i procentuella tal, är ungefär densamma för de båda deponierna. I absoluta tal är dock den återstående gaspotentialen betydligt större för Filborna än för Albäck. Detta har naturligt sin orsak i att det deponerats större avfallsmängder på Filborna. En annan orsak som kan ha påverkat storleken på den kvarvarande gaspotentialen är att man på Filborna, till skillnad från på Albäck, har förbehandlat det avfall som deponerats i bioceller och biocellreaktorer (BCR). Denna förbehandling har inneburit att förutsättningarna för nedbrytning i deponin blivit mer gynnsamma vilket indikerar att gasproduktionen borde ha ökat. Förbehandlingens inverkan på återstående gaspotential, räknat i absoluta tal, är svårbedömd då

avfallsmängderna till bioceller och BCR, i sammanhanget, är små. Exempelvis är den totalt ackumulerade gasmängden från "Övriga deponiceller" i storleksordningen hundra MNm³ medan den totalt ackumulerade gasmängden från "BCR 1" är i storleksordningen tiotal MNm³. I den modellerade totala gasproduktionen för Filborna (Figur 40) syns att gasproduktionen fått en kraftig skjuts uppåt med start under 1990-talet vilket sammanfaller med idrifttagande av bioceller och senare BCR. Gasuttaget uppvisar under samma period en liknande trend, se Figur 47.

Filbornas delområden

För samtliga delområden på Filborna har gasproduktionen passerat sitt maxvärde och är på väg att avklinga, vilket illustreras i Figur 33, 34-H, 36, 37-G, 38-G och 39-F. Kvarvarande respektive redan genererad gaspotential redovisas för respektive delområde i Figur 49. Med redan genererad gaspotential avses den andel av den totalt ackumulerade gasmängden, från idrifttagande av respektive delområde till 2030, som producerats från idrifttagande av respektive delområde fram till 2010. Med kvarvarande gaspotential avses den ackumulerade gasmängd som enligt modellresultaten uppskattas produceras från 2010 fram till 2030. Intervallet, i figuren markerat i grönt, speglar den variation som resultaten från modellering i de olika scenarierna ger upphov till.



Figur 49. Gaspotential för samtliga delområden på Filborna. Intervallet mellan redan producerad och kvarvarande gaspotential speglar variationen mellan olika modellscenarion.

I absoluta tal är "BC 200-500", följt av "Övriga deponiceller" de delområden som har störst kvarvarande gaspotential fram till 2030. En viktig förklaring till detta kan vara att dessa delområden är de som har mottagit störst avfallsmängder och under längst tid. Samtidigt är "Övriga deponiceller", "BC 600" och "BC 200-500" de delområden som, procentuellt sett, har lägst andel kvar av den totalt ackumulerade gasmängden (Figur 49). För delområde "Övriga deponiceller" innebär detta att delområdet har ett av de, procentuellt räknat, lägsta kvarvarande gaspotentialerna och samtidigt har ett av de största, i absoluta tal räknat, kvarvarande gasmängderna. En förklaring till varför "Övriga deponiceller", procentuellt sett, har lägst kvarvarande gaspotential kan vara att deponering har skett inom detta område under nästan 60 år och att toppen i gasuttaget nåddes omkring 1990. Delområde "BC 600" hade sin senaste topp i gasproduktionen 1999 och "BC 200-500" hade sin topp 2001. Det slutade deponeras avfall på "BC 600" och "BC 200-500" 1998 respektive 2000. Sammantaget innebär detta att gasproduktionen från de tre ovan beskrivna delområdena har avklingat under en relativt lång tid.

Sett i procentuella tal är "BC 2003" det delområde som har högst kvarvarande gaspotential, vilket syns i Figur 49. "BC 2003" är det senaste delområdet som togs i drift på Filborna. Därför är det naturligt att tänka sig att nedbrytningsförloppet inte har kommit lika långt som i andra delområden. Beroende på scenario kan "BC 2003" uppskattas ha mer än halva den totalt ackumulerade gasmängden kvar. "BCR 1" kan, i likhet med "BC 2003", också uppskattas ha mer än halva den totalt ackumulerade gasmängden kvar, beroende på scenario (Figur 49). "BC 2003" och "BCR 1" togs i drift ungefär samtidigt, det deponerade avfallet har förbehandlats på samma sätt och avfallssammansättningen har antagits vara identisk. Det förefaller därför naturligt att kvarvarande gaspotential för de båda delområdena, procentuellt sett, är i samma storleksordning.

Enligt modellresultaten uppvisar "BCR 2" en kvarvarande gaspotential i samma storleksordning som den för "BCR 1" och "BC 2003", se Figur 49. Då "BCR 2" kort tid efter idrifttagandet vattenfylldes, har inte gasutvinningsystemet samlat upp någon betydande mängd gas. Det är osäkert huruvida gasbildningen har hämmats av vattnet då detta inte kan indikeras av gasuttaget. Det låga gasuttaget kan lika väl bero på driftsproblem orsakade av vattnet. Dock tyder de luktproblem som enligt NSR har uppstått kring "BCR 2" på att gasbildning har skett.

Vägledning vid utbyggnad av gasutvinningsystem

Om Filbornas gasutvinningsystem skulle byggas ut för att kunna tillvarata större gasmängd skulle man kunna tänka sig att det bästa vore att nya uttagpunkter skulle placeras inom områden med en hög kvarvarande gaspotential. Ett mått på hur effektivt ett gasutvinningsystem är på att samla upp den bildade gasen kan ges av den modellerade gasproduktionen sett i relation till gasuttaget från samma delområde. Vid planering av utbyggnad av gasutvinningsystemet kan därför resultaten som visar gasuttaget i relation till den modellerade gasproduktionen fungera som vägledning för att uppskatta gasutvinningsystemets effektivitet för varje delområde. Det är kanske naturligt att tänka sig att prioritera utbyggnad på delområden där befintligt gasutvinningsystem har en relativt låg effektivitet. Dock är det viktigt att poängtera att även om gasuttaget har en hög effektivitet kan några få procentenheters ökning göra stor skillnad i absoluta tal. Kvarvarande gaspotential, i absoluta tal, är som högst för delområde "Övriga deponiceller" varför en utbyggnad av gasutvinningsystemet där skulle vara motiverad även om gasutvinningsystemet, som senare konstateras i avsnitt 6.4, verkar vara relativt effektivt.

6.2 Betydelsen av valda modellparametrar

Det har visat sig att val av parametrar har stor betydelse för resultaten. Detta märks tydligt vid jämförelse av resultaten från olika modellerade scenarion. Valet att modellera avfallsfraktioner i fyra olika scenarion gjordes med syfte att täcka in samtliga referenser på parametervärden som hittats i litteraturen. Ett ytterligare syfte med modellering i fyra scenarion var att spegla eventuella skillnader i resultat som skulle uppstå på grund av variationer i parametervärden. Metoden att modellera i olika scenarion kan betraktas som en form av känslighetsanalys av de i modellen ingående parametrarna. De eventuella skillnaderna scenarierna emellan indikerar osäkerheten som omgärdar modelleringen och valda parametrar. Om modellresultaten enligt de fyra scenarierna hade allokerats till ett medelvärde för varje år hade det erhållna medelvärdet kunnat ge sken av att modelleringen varit mindre osäker än vad den i själva verket är.

Parametervärdena påverkar modellresultaten på olika sätt. Innehållet av biologiskt nedbrytbart material, DOC, är avgörande för den totala mängd gas som en avfallsfraktion genererar under hela sin livstid. Sett över en begränsad tidsperiod är dock halveringstiden den parameter som avgör gasmängden, det vill säga avgör hur mycket av DOC som bryts ned under den definierade tidsperioden. Detta kan exemplifieras av matavfall, som trots sitt relativt låga DOC-innehåll, sett över en begränsad tidsperiod kan ge en högre ackumulerad gasmängd än exempelvis trä och papper, trots att de senaste uppvisar de högsta DOC-värdena.

Halveringstid och DOC

Halveringstiden har ingen kvantitativ påverkan på gasproduktionen förutsatt att ett oändligt tidsperspektiv antas. Om ett begränsat tidsintervall antas för uppskattning av ackumulerad gasproduktion kommer denna att bli lägre än vid beaktande av ett mycket långt tidsperspektiv. För att belysa resonemanget med ett exempel kan man tänka sig deponering av matavfall, som har en halveringstid på 3-5 år. Om ett tidsperspektiv på 10 år antas, från det att deponering ägt rum, kommer omkring en fjärdedel av ursprungsmängden finnas kvar efter 10 år. Utvidgas tidsperspektivet istället till 20 år kommer det efter denna tid finnas omkring en sextondel kvar av den ursprungliga mängden. Om trä, som har en betydligt längre halveringstid, deponeras istället för matavfall kommer inte ens hälften av det biologiskt nedbrytbara materialet i trä ha brutits ned efter 20 år. Vid bedömning av hur stor ackumulerad gasproduktion som deponerat avfall genererar är det därför av yttersta vikt att definiera valt tidsintervall.

DOC anges i denna studie som andel av avfallets våtvikt. DOC påverkas av fukthalten på så sätt att den minskar med ökad fukthalt. Fukthalten i en specifik avfallsfraktion kan variera beroende på hur avfallet har hanterats före deponering. Fukthalten hos trä varierar exempelvis beroende på om träslaget, innan deponering, har förvarats inomhus eller utomhus. Halveringstiden påverkas också av variationer inom en avfallsfraktion. Exempelvis bryts ett finfördelat material ned snabbare (Jarvis och Schnüerer, 2009), som en jämförelse kan nämnas nedbrytning av träflis, som sker med en snabbare hastighet än nedbrytning av en träplanka.

Parametern DOC_f är svårbestämd på grund av att den beror av flertalet faktorer i deponin. En ändring av DOC_f ger samma påverkan på totalt ackumulerad gasproduktion som en motsvarande ändring av DOC, MCF och F. Detta för att alla tre parametrar är direkt proportionella mot den producerade gasmängden (se Ekvation 13). Genom ändring av DOC_f går det att kompensera för ändrade förutsättningar för anaerob nedbrytning i en deponi. Detta gjordes i examensarbetet för modellering av de delområden där avfall förbehandlats innan deponering, det vill säga "BCR 1", "BCR 2" och "BC 2003". Förbehandlingen har, förutom att öka mängden bildad gas, troligtvis inneburit en snabbare nedbrytning, det vill säga en snabbare gasproduktion. Då det av praktiska skäl var problematiskt att i modelleringen ta hänsyn till ett nytt intervall för halveringstiden valdes därför istället att avspegla de ändrade förhållandena genom en ändring av DOC_f .

Modellering i intervall

För att spegla de variationer som förekommer inom avfallsfraktioner har DOC och halveringstid angetts i intervall. De modellerade intervallen på halveringstid och DOC, vilka visas i Tabell 7, varierar mellan olika fraktioner och har inte heller samma spännvidd, vilket beror på att de baseras på litteraturreferenser. Trä har den största spännvidden i modellerat intervall för halveringstid, ca 44 år. AVR-slam, gallerrens och sandfång är de avfallsfraktioner med lägst spännvidd, ca 5 år, i modellerat intervall för halveringstid. Textil har den högsta spännvidden i modellerat intervall för DOC, 200 kg C/kg avfall, medan trädgårdsavfall har lägst, 50 kg C/kg avfall. En hög spännvidd hos intervallen ger en stor skillnad på trenden graferna emellan medan en låg spännvidd gör att trenden för alla scenarion blir mer enhetlig. En låg spännvidd skulle också göra att skärningspunkten för två grafer med olika halveringstid, men med samma DOC, förskjuts bakåt i tiden, det vill säga till vänster på tidsaxeln.

6.3 Resultatens rimlighet

Vad som kan anses som ett rimligt resultat vad gäller modellerad gaspotential är svårt att fastställa eftersom det inte finns någon verklig sanning att jämföra med. Modellering i flera scenarion gör att sannolikheten för att den verkliga gasproduktionen täcks in av resultatet ökar i jämförelse med att endast modellera i ett scenario. Vilket scenario som är det mest troliga är svårt att avgöra, men i bästa fall befinner sig den verkliga gasproduktionen någonstans mellan högsta och lägsta modellscenario.

Effektiviteten i gasutvinnningssystemen

För att på något sätt kunna validera resultaten kan en jämförelse med gasuttaget fungera som indikation på om modellresultatet av gasproduktionen är inom rimliga gränser. Den modellerade gasproduktionen bör inte betraktas som praktiskt möjlig att utvinna till 100 % då gasemissioner i realiteten är oundvikligt. Andelen av den producerade gasen som kan samlas upp av ett gasutvinnningssystem kan uttryckas som gasutvinnningssystemets effektivitet. Denna är svår att uppskatta, men försök att kartlägga effektiviteten hos svenska deponiers gasutvinnningssystem har gjorts. I en studie av Samuelsson et al. (2005) undersöktes effektiviteten i gasutvinnningssystemen hos åtta svenska deponier. Resultatet blev en effektivitet som varierade mellan 40-70%. Avfall Sverige Utveckling (2010b) bedömer att upp till 80 % av gasen kan samlas upp i ett effektivt gasutvinnningssystem. I en tredje studie uppskattas effektiviteten till 25-75 % (Oonk, 2010).

Effektiviteten i gasutvinnningssystemet för Albäck och Filborna uppskattades utifrån resultaten i Figur 31 respektive Figur 47. För varje modellscenario beräknades effektiviteten per år varefter ett medelvärde av effektiviteten, sett över alla år sedan gasutvinnningssystemet togs i drift, beräknades. På detta sätt blev den framräknade effektiviteten för Albäck 30-75 %, beroende på scenario. I Figur 31 syns att gasuttaget är lägre än modellerad gasproduktion för samtliga scenarion. Detta gör att inget av resultaten kan uteslutas som omöjligt. Gasuttaget följer dock trenden för scenario C och D bäst, vilket leder till slutsatsen att dessa scenarion mer trovärdigt beskriver gasproduktionen från Albäck än scenario A och B. Om effektiviteten i gasutvinnningssystemet skulle beräknas enbart utifrån de mer troliga scenarierna C och D, skulle denna bli 55-75 %. För Filborna resulterade motsvarande beräkningar i en effektivitet hos gasutvinnningssystemet på 40-60 %. Scenario C uteslöts av orimlighetsskäl ur beräkningarna, då gasuttaget för Filborna, under majoriteten av år, var högre än gasproduktionen enligt scenario C. Gasuttaget för Filborna följer trenden för scenario A och B bäst. Skulle effektiviteten i gasutvinnningssystemet beräknas i förhållande till enbart dessa scenarion skulle den bli 40-55%.

Den här typen av beräkningar ska dock tolkas med försiktighet eftersom det finns många aspekter som skulle kunna påverka resultatet. En sådan aspekt är att gasuttaget kan regleras till en viss nivå, på grund av exempelvis bristande efterfrågan på gas, vilket skulle göra att trenden för gasuttag och gasproduktion inte är relevant att jämföra. Enligt driftspersonalen på Filborna har det under hela utvinnningssystemets drifttid tagits ut så mycket gas som gasutvinnningssystemet tillåter, med en förutbestämd metanhalt, bortsett från de senaste åren då efterfrågan minskade något. Även på Albäck har det enligt driftspersonal tagits ut så mycket gas som gasutvinnningssystemet tillåter under förutsättning att den förutbestämda metanhalten upprätthållits. Figur 31 och 47 visar dock att gasuttaget för Filborna och Albäck har varierat mellan olika år vilket indikerar att andra faktorer, såsom driftsaspekter, kan ha påverkat gasuttaget.

Gasuttaget kan i fallet Albäck anses korrekt kvantifierat då detta är taget direkt ur miljörapporter. När det gäller Filborna får gasuttaget för respektive delområden anses som osäkert eftersom det baseras på egen uppdelning av reglerbrunnar på de olika delområdena. Gasuttaget för respektive reglerbrunn baseras på en medelvärdesberäkning av det årliga effektuttaget från gasrundor gjorda på NSR. Denna beräkningsmetod har sina brister då ett beräknat effektuttag inte nödvändigtvis behöver vara representativt för hela det aktuella året. Detta är viktigt att ha i åtanke vid rimlighetsbedömning av resultaten från Filbornas olika delområden.

Modellresultat i jämförelse med gasuttag

Den modellerade totala gasproduktionen för Filborna delområde "BC 200-500" ser vid jämförelse med gasuttaget (Figur 41) rimlig ut. Samma konstaterande görs för delområde "Övriga deponiceller", i Figur 42. För övriga delområden, det vill säga "BC 600", "BCR 1", "BCR 2" och "BC 2003" (Figur 43-A, 44-A, 45-A och 46-A) ser gasuttaget högt ut vid jämförelse med modellerad gasproduktion, vilket indikerar att modellen underskattar gasproduktionen i dessa delområden.

Detta kan bero på att ett DOC_f på 0,5 är för lågt att använda i modelleringen för de deponeringsområden där avfallet har förbehandlats.

Efter justering av DOC_f (Figur 41-B, 43-B, 44-B, 45-B och 46-B) till 0,7 respektive 0,8 är förhållandet mellan modellerad gasproduktion och gasuttaget mer troligt. Dock ser resultatet för "BCR 1", trots ändring av DOC_f (Figur 44-B) orimligt ut då gasuttaget fortfarande är mycket högre än det scenario som visar högst gasproduktion, scenario B. Orsaken till detta är oklart. Tänkbara förklaringar är brister i modelleringen eller i uppskattningen av gasuttaget. Eftersom det endast är "BCR 1" som uppvisar denna trend är det troligt att det är i uppskattningen av gasuttaget för "BCR 1" som den största osäkerheten ligger.

6.4 Trender och avvikelser i resultaten

Tolkning av modellresultaten bör göras med försiktighet då uppskattning av gasproduktion omgärdas av stora osäkerheter. Det är viktigt att resultaten inte tolkas för att vara absoluta sanningar utan ses som vägvisare. Förutom att generella trender kan avläsas innehåller resultaten avvikelser som kräver egna förklaringar.

Trender i resultaten

Papper och trä är de avfallsfraktioner som på både Filborna och Albäck generat störst ackumulerad gasmängd, sett från idrifttagandet av respektive deponi fram till 2030. På Albäck är de avfallsfraktioner som det deponerats störst mängder av just papper och trä. Däremot har det på Filborna deponerats störst mängder av avfallsslagen papper och mat, följt av trä. Att trä är en av de avfallsfraktioner som genererat mest gas, trots att det på Filborna har deponerats matavfall i större mängder, kan spegla betydelsen av andelen biologiskt nedbrytbart material, DOC, i avfallsfraktionerna.

Att scenario A och B, scenarierna med kortast halveringstid, är de scenarion som verkar följa trenden i gasuttaget från Filborna bäst kan ha att göra med att det på Filborna deponerats mycket lättnedbrytbart avfall i bioceller och BCR. Dels var avfallet förbehandlat dels utvalt för att kunna generera en snabb och hög gasproduktion. På Albäck har den här typen av deponering inte förekommit, vilket kan vara en förklaring till att scenario C och D är de scenarion som bäst följer trenden för gasuttaget från Albäck. En annan förklaring kan vara att det på Albäck, sedan omlastningsstationen togs i bruk 1983, deponerats hushållsavfall i relativt små mängder.

Blöjor, AVR-slam samt gallerrens och sandfång uppvisar en annan trend de olika scenarierna emellan jämfört med övriga avfallsfraktioner. Detta kan ha att göra med att dessa fraktioner har modellerats med en halveringstid med ett mycket snävt intervall, vilket innebär att scenarierna befinner sig närmare varandra. Scenario D har i och med detta en högre gasproduktionstopp än scenario A.

Avvikelser från trender

I resultatdelen uppmärksammades avvikelser från det generella mönstret. En sådan avvikelse var att gasuttaget för Albäck (Figur 31) uppvisade en kraftig nedgång 1997 för att två år senare öka markant, detta samtidigt som den modellerade gasproduktionen följde en ökande trend. En förklaring till den observerade nedgången i gasuttaget kan vara ändrade driftförhållanden under perioden för nedgången.

En annan avvikelse som uppmärksammats är gasuttaget för "BCR 2" (Figur 45) som uppvisar en kraftig nedgång strax efter idrifttagandet av BCR 2 för att 2007 vara nere på nästan noll. Den modellerade gasproduktionen uppvisar också, under samma period, en nedgång men inte lika markant. Nedgången i gasuttag förklaras, enligt uppgifter från driftspersonal, av att BCR 2 blev vattenfylld strax efter idrifttagandet. Detta är anledningen till att "BCR 2" inte har genererat gas i större utsträckning.

I gasuttaget för "BC 2003" (Figur 46) syns en kraftig nedgång under 2007 följt av en kraftig uppgång två år senare, vilket inte överensstämmer med trenden för gasproduktionen. En tänkbar orsak till nedgången kan vara att BC 2003 förseddes av en mycket tät plasttäckning som hindrade fukt från att tränga ned i avfallet. Då man något år senare lade nytt avfall ovanpå plasttäckningen, gick plasten sönder varvid fukt kunde tränga ned i avfallet och stimulera gasproduktionen, vilket kan förklara uppgången i gasuttaget.

6.5 Utvärdering av LandGEM

I kapitel 3.3.1 om modeller nämns att LandGEM, i jämförelse med andra modeller, har visat sig både underskatta (Thompson et al., 2009) och överskatta gasproduktionen (Scharff och Jacobs, 2006). I denna studie har endast en modell använts vid uppskattning av gaspotentialen, varför en jämförelse med resultat som andra modeller skulle ge, inte är möjlig. Dock kan en jämförelse med gasuttaget fungera som en slags validering av resultatet. Någon generell trend om huruvida resultaten från LandGEM tenderar att överskatta eller underskatta gasproduktionen i jämförelse med gasuttaget går dock inte att utläsa ur resultaten. Modellerings av gasproduktionen enligt fyra scenarion ökar sannolikheten att "verkligheten" täcks in av det spann som scenarierna bildar. Modellerings i flera scenarion gör samtidigt att ett scenario kan understiga gasuttaget medan ett annat överstiger, vilket gör att en eventuell trend blir otydlig.

Vid modelleringen har andra värden än LandGEMs standardvärden använts. Vad man dock kan konstatera är att om LandGEMs standardvärde på halveringstid (7,5 år) hade använts så hade resultaten genomgående visat en topp i gasproduktionen som infaller tidigare, och således en högre gasproduktion tidigare. Med andra ord betyder detta att en mindre återstående gaspotential för samtliga modellerade områden hade uppnåtts under den definierade tidsperioden. Uppdelning av deponerade mängder i avfallsfraktioner, som har gjorts i studien, borde sannolikt generera resultat som ligger närmare verkliga förhållanden. Hur stor skillnad i resultat som skulle uppnås om man inte hade delat upp avfallet i fraktioner undersöktes inte inom ramen för denna studie, men vore intressant att utreda vidare. Vilket tillvägagångssätt som används vid modellering är en fråga om tid och resurser. För att det ska vara motiverat att bruka det tillvägagångssätt som innebär en indelning av avfallet i fraktioner, och därmed ett merarbete, krävs en utredning som visar att detta tillvägagångssätt ger mer trovärdiga resultat.

Begränsningar i modellen

Det är viktigt att komma ihåg att modeller är hjälpmedel att försöka efterlikna verkligheten. En modell över anaerob nedbrytning i deponier kan aldrig återspegla de verkliga förhållanden och den komplexitet i nedbrytningsprocesserna som råder i en deponi. LandGEM är en första ordningens modell, men det är inte säkert att en modell av högre ordning hade beskrivit verkligheten bättre (Oonk, 2010). Med tanke på den osäkerhet som omgärdar den indata över deponerade mängder som stoppas in i modellen, har dessa osäkerheter möjligt större påverkan på resultaten än modellens detaljeringsgrad.

I LandGEM antas ingen lag-time, det vill säga ingen initial tidsfördröjning i metangasproduktion, från det att avfallet deponerats. Detta har troligtvis begränsad betydelse för resultaten då lag-time för gasproduktionen i deponier uppvisats vara i storleksordningen några månader. I Projekt Filbornagas (RVF, 1997c) observerades metangasproduktion tre månader efter deponering. Det tog dock ett år innan tillfredställande metanhalt kunde nås.

LandGEM anger ett konstant värde på metanhalt under hela den modellerade tidsperioden och tar således inte hänsyn till förändringar i metanhalt mellan olika år. Variationer i fukthalt, temperatur och pH kan inte återspeglas i modellen då ingen parameter finns som styr dessa. Det skulle kunna föras ett resonemang kring att dessa faktorer indirekt finns inbakade i modellparametern L_0 , som ju innehåller termen DOC_f . Med tanke på den komplexitet som omgärdar dessa faktorer,

variationen av dessa liksom samspelet dem emellan, är det omöjligt att med en enda parameter beskriva förhållanden i en deponi. LandGEM tar inte heller hänsyn till att olika avfallsfraktioner påverkar varandra genom att verka inhiberande eller hämmande på gasproduktionen. Modellen tar vidare inte heller hänsyn till aerob nedbrytning i deponier, eller att metanoxidation sker i täcksiktet. Metanoxidation påverkar visserligen inte gasproduktionen, men gör skillnad i mängden gas som emitteras till atmosfären. Man hade kunnat tänka sig att en modell som tagit hänsyn till aerob nedbrytning hade genererat modellresultat som visat på en något lägre gasproduktion eftersom en viss del av DOC förbrukas och inte kunnat konverteras till metan.

6.6 Osäkerheter förknippade med studien

Det är mycket troligt att modellresultaten från både Filborna och Albäck till viss del uppvisar brister då många osäkra moment ligger till grund. I vilken utsträckning resultaten är felaktiga är dock omöjligt att klargöra. Osäkerheter finns i samtliga steg i tillvägagångssätten för fallstudierna och kan ha uppkommit dels från informationen som legat till grund för modelleringen och dels i själva modelleringen. Hur förutsättningarna för nedbrytning i en deponi ser ut samt hur driftsaspekter påverkar deponigasbildningen är mycket komplext och svårt att i detalj ta hänsyn till vid uppskattning av gasproduktion i en deponi. Som ett försök till att inkludera dessa aspekter antogs i modelleringen konstanta värden på parametrarna DOC_r och MCF.

Deponerade mängder

Information om deponerade mängder är mycket osäker, framförallt för Filborna som togs i drift 1951. Dokumentationen har för Filbornas tidiga år varit mycket bristfällig, vilket har gjort att antaganden i många fall legat till grund för uppskattningen av deponerade mängder. På Filborna förekom dessutom, under de tidiga åren, bränning av avfall samt den tidens behandling enligt Bradfordmetoden. Hur mycket av avfallet som egentligen brändes på Filborna är ovisst och har fått antas. Vidare har det varit svårt att avgöra hur mycket deponigas som kan genereras av avfall som genomgått självförbränning enligt Bradfordmetoden. Även under 1900-talets senare del har informationen om deponerade mängder varit osäker. Avfallets sammansättning har också varit svår att anta, speciellt för industriavfall där en och samma sammansättning har fått antas över ett stort antal år.

Detaljnivån på uppgifter om deponerade mängder har tidvis varit låg och har gjort att ett flertal antaganden har varit tvungna att göras. Information har tagits från olika källor, vilka inte alltid har innehållit överensstämmande information. Klassningen av avfall har utgjort en källa till osäkerhet. Avfall kan ha klassats annorlunda beroende på hur klassningen gjordes vid det år som avfallet deponerades, varför det har varit svårt att veta vilka avfallsfraktioner som kan "gömma sig" under respektive avfallslag. Det har inte funnits utrymme att ta hänsyn till alla deponerade avfallsfraktioner. Avfallsfraktioner har exkluderats dels på grund av att mängderna har ansetts vara för små att ta hänsyn till i sammanhanget dels för att andelen biologiskt nedbrytbart material i avfallet varit för låg för att väsentligt anses bidra till gasproduktionen. Avfallsfraktioner som exkluderats har dock ofta innehållit en viss mängd biologiskt nedbrytbart material. Sammantaget hade gasproduktionen från alla exkluderade avfallsfraktioner säkerligen kunnat addera upp till en i sammanhanget väsentlig storlek. Gasproduktionen kan av den anledningen ha underskattats.

Kartläggningen av avfall till de olika delområdena på Filborna har gjorts efter information om var avfall har deponerats under olika tidsperioder. Specifikt var på Filborna som avfall har deponerats sedan idrifttagandet 1951 är det ingen som vet exakt varför uppskattningen anses osäker.

Gasuttag för delområden

Uppskattningen av gasuttag för de olika delområdena har bidragit till stora osäkerheter i resultaten. Uppdelningen av reglerbrunnar på de olika delområdena liksom uppskattningen av ett medelvärde på gasuttaget för varje reglerbrunn har varit osäker. Att gasuttag har kunnat kopplas till de olika delområdena kan kanske ge sken av att det finns en tydlig skiljelinje i

gasuttagsanordningarna mellan varje område. Så är dock inte fallet. Reglerbrunnar och dess uttagspunkter har flyttats, byggts ut och tagits ur drift vilket gjort att utvinningssystemets struktur ständigt har förändrats. Att ta hänsyn till alla förändringar hade varit en omöjlighet. Det är inte heller säkert att all deponigas som bildas inom ett visst delområde samlas upp av uttagspunkterna till de reglerbrunnar som tilldelats delområdet. Deponigasens rörlighet och deponins heterogenitet kan göra att deponigasen rör sig en annan väg. Uppskattningen av det genomsnittliga gasuttaget, som gjordes för varje reglerbrunn, är en källa till osäkerhet då uppskattningen bygger på resultat från ett antal mättillfällen av effekten från respektive reglerbrunn.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att uppskattning av gasproduktion från deponier är mycket komplext och medför stora osäkerheter. Detta anses dock inte vara unikt för denna studie utan kan sägas gälla generellt vid uppskattning av gaspotential från deponier, vilket bekräftas i kapitel 3.1 om modellering.

6.7 Sluttäckningens inverkan på gasutvinning

De från resultaten uppskattade framtida gaspotentialerna är framtagna utan hänsyn taget till den eventuella påverkan på gasproduktionen som den pågående sluttäckningen på Albäck och Filborna kommer att ha. I vilken utsträckning sluttäckningen kan ha påverkat den nedåtgående trenden i gasuttaget går inte att utläsa enbart utifrån studiens resultat, då även den modellerade gasproduktionen uppvisar en nedåtgående trend.

Sluttäckning av en deponi innebär att förhållandena för nedbrytning, och därmed gasproduktion, kommer att förändras. I hur stor utsträckning och på vilket sätt går endast att spekulera kring, då det finns få studier gjorda som syftar till att utreda sluttäckningens påverkan på gasproduktionen. Det finns exempel på deponier som sluttäckts, där gasbildningen har minskat på grund av uttorkning (Benjaminsson et al., 2010). Sluttäckning kommer därför, enligt Benjaminsson et al. (2010), att resultera i att gasbildningen hämmas då fuktgenomträngningen till deponin begränsas.

Sluttäckning – en hållbar lösning?

Förutsatt att sluttäckning hämmar gasbildningen i en deponi kan man föra ett resonemang om huruvida sluttäckning är en miljömässigt försvarbar åtgärd eller inte. Efter att en deponi avslutats är deponiägaren, enligt deponiförordningen, skyldig att se till att funktionskraven uppfylls i 30 år. Efter denna tid är ingen längre skyldig att upprätthålla sluttäckningens funktion, varför sluttäckning kan betraktas som en relativt kortsiktig lösning. En icke fungerande sluttäckning ger emissioner av metan till atmosfären som följd. Sluttäckning, kan som åtgärd betraktad, därför ses som att kapsla in det deponerade avfallet istället för att ta itu med själva kärnan i problemet; att biologiskt nedbrytbart material återstår i deponin, tillgängligt för nedbrytning vid gynnsamma förhållanden. Sluttäckning kan med detta resonemang således betraktas som att skjuta över problemet på framtida generationer, vilket är oförenligt med hållbarhetsbegreppet såsom avses i miljöbalken 1 kap 1 §.

Deponigasen i ett energisammanhang

Den gaspotential som finns kvar i en deponi kommer vid sluttäckning att gå förlorad i utvinningssammanhang. Deponigasens bidrag till energitillförseln i Sverige är därför en viktig aspekt att inkludera i sammanhanget. 2008 motsvarade deponigasutvinningen 375 GWh (Benjaminsson et al., 2010) vilket kan jämföras med energitillförseln i Sverige, som 2009 var 568 TWh (Energimyndigheten, 2010). Deponigasens bidrag till det svenska energisystemet är alltså långt under en procent och förväntas minska då inget tillskott av biologiskt nedbrytbart material sker. Deponigas används idag främst till värmeproduktion. I Sverige har värmeproduktionen sitt största ursprung i biobränslen, med begränsad klimatpåverkan. (Energimyndigheten, 2010). Sätter man utnyttjande av deponigas till värmeproduktion i relation till att istället uppgradera deponigasen till fordonsgas kan uppgradering medföra större miljöfördelar, då svenska

vägtransporter står för en betydande del, ungefär 30 %, av Sveriges koldioxidutsläpp (Naturvårdsverket, 2010c). Återigen bör man ha i åtanke hur liten andel av energitillförseln i Sverige som deponigas faktiskt står för och att miljönyttan med uppgradering, nationellt sett, därför är begränsad. Utifrån detta kan man resonera kring att utebliven sluttäckning, miljömässigt, ger mer negativ inverkan än positiv på grund av de oundvikliga metanemissionerna som en icke sluttäckt deponi ger upphov till. Deponier står som bekant för 30 % av metanutsläppen i Sverige (Bernes, 2007).

Även om deponering idag, i Sverige, har minskat till låga nivåer ser situationen i Europa och globalt annorlunda ut, som nämnts i tidigare kapitel 2.2. Då deponering fortfarande förekommer i stor utsträckning i Europa och globalt, i vissa fall som nästan enda metod för omhändertagande av avfall, har uppgradering av deponigas till fordonsgas en långt större potential utomlands än i Sverige. Sverige är redan idag ett föregångsland när det gäller att minska avfallsmängder till deponering. Att Sverige investerar i uppgraderingsanläggningar för deponigas skulle därför kunna ge incitament till andra länder att investera i desamma, vilket globalt kan medföra en stor miljönytta.

7. SLUTSATSER

- Utifrån modellresultaten uppskattas att mer än hälften av den totalt ackumulerade gasmängden, från Albäcks respektive Filbornas idrifttagande fram till 2030, har genererats fram till 2010. Återstående gaspotential i Albäck uppskattas till 20-30 MNm³, beroende på scenario, vilket motsvarar 20-35 % av den totalt ackumulerade gasmängden. Återstående gaspotential i Filborna uppskattas till 115-235 MNm³, eller 15-35 %. Variationen speglar de fyra olika modellscenarierna.
- "BC 200-500", följt av "Övriga deponiceller" är de delområden på Filborna som enligt modellresultaten uppskattas ha högst återstående gaspotential i absoluta tal.
- Papper och trä är de avfallsfraktioner som, enligt modellresultaten, kommer att ha störst betydelse för den totalt ackumulerade gasmängden, räknat från idrifttagandet av respektive deponi fram till 2030, både i Albäck och Filborna.
- Vid uppskattning av gaspotential från deponier är det mycket viktigt att definiera vilket tidsperspektiv som åsyftas. I de fall ett oändligt tidsperspektiv antas är innehållet av biologiskt nedbrytbart material i avfallet, DOC, avgörande för hur mycket deponigas som bildas. I de fall ett begränsat tidsperspektiv antas kan även halveringstiden ha betydelse.
- De värden på modellparametrar som används vid modellering av gaspotential har i studien bekräftats ha en stor inverkan på resultatet. Det kan därför vara en god idé att modellera gasproduktionen med intervall på parametervärden för att täcka in den osäkerhet som omgärdar valet av dessa.
- I studien gjordes bedömningen att modellscenario C och D, scenarierna med längst halveringstid, bäst följde trenden för gasuttaget från Albäck, och att modellscenario A och B, scenarierna med kortast halveringstid, bäst följde trenden för gasuttaget från Filborna.
- Effektiviteten i gasutvinningssystemen på Albäck och Filborna uppskattades enligt gasuttagets andel av den modellerade gasproduktionen till 55-75 % för Albäck (modellscenario C och D) och 40-55 % för Filborna (modellscenario A och B).
- Sluttäckning kommer att ha inverkan på gasproduktionen varför det finns ett behov av att i framtida undersökningar ta hänsyn till sluttäckningens påverkan genom modellering.

8. REFERENSER

Alexander A, Burklin C, Singleton A (2005). *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide*. EPA-600/R-05/047.

Alexander M (1994). *Biodegradation and bioremediation*. San Diego: Academic Press.

Andreas A, Ecke H, Lagerkvist A, Maurice C (2003). Landfill gas. I: Lagerkvist A (red.) (2003). *Landfill Technology*. Luleå: Department of Environmental Engineering, Division of Waste Science and Technology.

Atabi F, Harati S.A.N, Qanbari S (2009). *Calculation of CH₄ and CO₂ Emission Rate in Kahrizak Landfill Site Through LandGEM Mathematical Model*. Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Avfall Sverige (2010b). *Svensk avfallshantering 2010*. Malmö.

Avfall Sverige Utveckling (2010):

a) *Rapport U2009:11, Detektering och kvantifiering av metangasläckage från deponier*. Malmö.

b) *Rapport D2010:04, Gassäkerhet på deponier - Risker, egenkontroll och åtgärder*. Malmö.

Benjaminsson J, Johansson N, Karlsvärd J (2010). *Rapport SGC 214, Deponigas som fordonsbränsle*. Svenskt Gastekniskt Center.

Bernes, C (2007). *En ännu varmare värld – Växthuseffekten och klimatets förändringar*. Naturvårdsverket.

Bingemer H.G och Crutzen P.J (1987). *The production of methane from solid wastes*. Journal of geophysical research. Vol.92, No D2, pp 2181-2187.

Bjurström H och Suér P (2006). *Vad är oförbränt? Miljöriktig användning av askor*, Stockholm. VÄRMEFORSK Service AB.

Björnsson L, Jonstrup M, Murto M (2010). *Environmental Biotechnology KBT 080*. Lund.

Björnsson L och Meijer J-E (2004). *Biocell treatment of municipal solid waste: landfill or bioreactor?* NSR AB och Department of Biotechnology, Lunds Universitet.

Bogner J och Spokas K (1996). Carbon storage in landfills. I: Lagerkvist A (red.) (1996) *RVF Rapport 96:1 Symposium om svensk upplagsforskning 1996*. Malmö.

Davidsson Å et al. (2008). *Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge*. Waste Management 28 (2008) 986–992.

De La Cruz F B och Barlaz M A (2010). *Estimation of Waste Component-Specific Landfill Decay Rates Using Laboratory-Scale Decomposition Data*, Environmental Science Technology. 2010, 44, 4722–4728.

- DeponiGasTeknik (2006). *Utvärdering av befintlig gasutvinning med förslag till framtida åtgärder*. Malmö.
- EEA (European Environment Agency) (2009). *EEA Report No 7/2009 Diverting waste from landfill- Effectiveness of waste-management policies in the European Union*.
- Eleazer W E, Odle W S, Wang Y-S, Barlaz M A (1997). *Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills*. Environmental Science Technology. 1997, 31, 911-917.
- El-fadel M, Findikakis A N, Leckie J O (1997). *Environmental impacts on solid waste landfilling*. Journal of Environmental Management (1997) 50.
- Energimyndigheten (2010). *Energiläget 2010*.
- EpE (Enterprises pour l'Environnement) (2010). *Protocol for the quantification of greenhouse gases emissions from waste management activities*. Version 4.0, Juni 2010.
- Fredriksson, J (1995). *Renhållningsverket i Helsingborg - En historik om sophantering och sopgubbar*. Helsingborg.
- Grønvedt, R (1998). *Behandling. I: Christensen T H (red.) (1998). Affaldsteknik*. Köpenhamn: Teknisk Forlag.
- Helsingborgs gatunämnd (1973). *Deponeringsanläggningen vid Filborna i Helsingborg; ansökningshandlingar till koncessionsnämnden*.
- Helsingborgs stad (2007). *Nedlagda deponier- Inventering och riskbedömning*. Stadsbyggnadsförvaltningen, Helsingborg.
- Hogland W (1996). *Inledning. I: Hogland W (red.) (1996). Deponering AFR-kompendie 5*. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Hornby AS (2000). *Oxford Advanced Learners's Dictionary of current English*. Oxford: Oxford University Press.
- Housecroft C och Constable E (2005). *Chemistry: An Introduction to Organic, Inorganic and Physical Chemistry*. 3rd Edition. Pearson.
- Håkansson B, Olsson R, Mansfield C (2009). *Historisk sammanställning över verksamheten på Trelleborgs avfallsanläggning från 70-talet till år 2009*. SYSAV Återvinningsavdelning.
- Hälsingborgs renhållningsverk (1956). *Berättelse över Hälsingborgs Stads renhållningsverk, år 1951-1956*. Särtryck ur Hälsingborgs Stads årsbok.
- Hälsingborgs renhållningsverk (1961). *PM angående fastighetsrenhållningen i Uppsala, Gävle och Eskilstuna i anslutning till studieresa 18-20 april 1961*.
- IEA (International Energy Agency) (2009). *Turning a liability to an asset: The importance of policy in fostering a policy in landfill gas use worldwide*.
- Jacobs J och Scharff, H (2001). *Comparison of methane emission models and methane emission measurements*. NV Avfalzorg.

Jarvis, Å och Schnürer, A (2009). *Rapport SGC 207, Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*. Svenskt Gastekniskt Center.

Junestedt C, Ek M, Stenmarck Å (2009). *IVL Rapport B1834, Nya lakvatten – kemisk sammansättning och lämplig behandling*. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Klif (Klima- och forureningsinstitutet) (2005). *Methane emissions from landfill disposal sites*.

Lagerkvist A (2003). Introduction to depology. I: Lagerkvist A (red.) (2003). *Landfill Technology*. Luleå: Department of Environmental Engineering, Division of Waste Science and Technology.

Lagerkvist A (1987). *Forskningsrapport TULEA 87:0005, Gassammansättning i upplag innehållande hushållsavfall, Litteratur- och fältstudie*. Luleå.

Länsstyrelsen Malmöhus län (1982). *Deponering av slakteriavfall*. Beslut 1982-07-12.

Länsstyrelsen Malmöhus län (1989). *Mottagning av slam på Fiborna avfallsupplag*. 1989-10-27.

Meijer, J-E (1985). *Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) Teknisk beskrivning Framtida avfallsbehandling*. K-konsult. Halmstad.

Micales, J A och Skog, K E (1996). *The decomposition of forest products in landfills*. International Biodeterioration & Biodegradation 39 (1997).

Naturvårdsverket (1993). *Rapport 4158, Deponigasgenerering – Underlag för riktlinjer*. Stockholm.

Naturvårdsverket (2010):

a) *Rapport 6381, Effekter av deponiförordningens införande – en effektutvärdering*. Stockholm.

b) *National Inventory Report 2010 Sweden*. Stockholm.

Naturvårdsverket (1992):

a) *Rapport 3480, Svensk avfallshantering nuläge och problem*. Stockholm.

b) *Rapport 4081, Manual för beräkning av avfallsmängder*. Berg P.E.O. Stockholm.

NSK (Nordvästra Skånes Kommunalförbund) (1979). *Rapport 1979:4, Framtida regional avfallshantering, uppbyggnadsalternativ i nordvästra Skåne*.

NSR (2004). Arbetsbok över deponerade mängder och reglerbrunnar, utförd av Meijer J-E, tidigare FoU-chef på NSR.

NSR (1988). *Deponering av asbest på Fiborna avfallsupplag*. PM 881216.

NSRa (1990-2009). Miljörapporter, Fiborna Återvinningsanläggning, NSR AB.

NSR Research (2000). *Utgrävning av testceller*.

Oonk H och Boom T (1995). *Validation of landfill gas formation models*. Climate Change Research: Evaluation and policy implications.

Oonk H (2010). *Literature Review: Methane from landfills. Methods to quantify generation, oxidation and emission.*

Oonk H, Weenk A, Coops O, Luning L (1994). *Validation of landfill formation models, TNO, Dutch Organisation for Applied Scientific Research Report No.94-314.* Apeldoorn, The Netherlands.

Palmisano A C och Pettigrew C A (1992). *Biodegradability of Plastics -Consistent methods for testing claims of biodegradability need to be developed.* BioScience. Vol 2 No 9.

Persson B L (1996). Deponigas. I: Hogland W (red.) (1996). *Deponering AFR-kompendie 5.* Naturvårdsverket. Stockholm.

Persson I. (1996). Mikrobiologiska och kemiska processer. I: Hogland W (red.) (1996). *Deponering AFR-kompendie 5.* Naturvårdsverket. Stockholm.

RVF (1996). *RVF-rapport 96:7, Deponigas – Teknik och produktion vid svenska anläggningar idag.* Malmö.

RVF (1997):

a) *50 år i svensk renhållning. En jubileumstidsskrift 1997.*

b) *RVF-rapport 97:5, Projekt Filbornagas, Lägesrapport 3 1990-1994, NSR, Filborna -Ett projekt inom samordnad deponigas.* Malmö.

c) *RVF-rapport 97:7, Samordnad deponigas – Forskning, utveckling, demonstration. Slutrapport.* Malmö.

RVF (1983). *Publikation 83:9 översiktlig utredning angående industriavfall i Sverige.* Malmö.

RVF (1995). *RVF-rapport 95:7, Säkerhet för deponigasanläggningar.* Malmö.

Samuelsson J, Galle B, Börjesson G (2005). *Slutrapport STEM projekt nr P10856-4 "Metan från avfallsupplag i Sverige".* Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg och Linköpings Universitet, Linköping.

Scharff H och Jacobs J (2006). *Applying guidance for methane emission estimation for landfills.* Waste Management 26 (2006) 417-429.

Schmidt J E, Angelidaki I, Kjaer Ahring B (1998). Bioforgasning:proces I: Christensen T H (red.) (1998). *Affaldsteknik.* Köpenhamn: Teknisk Forlag.

Spokas K et al. (2005). *Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? .* Waste Management 26 (2006) 516–525.

Svenska kommunaltekniska föreningen (1943). *Statistik 1918-1943 H:1.* Renhållningsverkets arkiv.

SYSÄV (1996). *Albäcks avfallsupplag gasutvinningsanläggning- anläggnings-, drifts – och skötselbeskrivning samt föreskrifter.*

SYSÄV (1994). *Ansökan om dispens från deponiförbudet mot organiskt avfall för vissa avfallsflöden.*

SYSAV (1977):

- a) Avfallsmätning vid Albäcksupplaget i Trelleborg. PM Sysav 77-09-12.
- b) Principutredning i samband med genomförande av den regionala avfallsbehandlingen i sydvästra Skåne.

SYSAV (Sydvästra Skånes avfallsaktiebolag):

- a) Miljörapporter, Trelleborgs avfallsanläggning/avfallsverk/avfallsupplag, (1990-2008)
- b) Statistikrapporter, SYSAV, (1985-2002)
- c) Årsredovisningar, SYSAV, (1975-2008)

Thompson S, Sawyer J, Bonham E, Valdivia J.E (2009). *Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills*. Waste Management 29 (2009) 2085-2091.

Trelleborgs stad (2009). *Renhållningen i Trelleborg 1903-2008*.

VIAK (1989):

- a) *Nordvästra Skånes renhållningsbolag dispositionsplan för Filborna Etapp II*. Meijer J-E. Göteborg.
- b) *Utredning angående industrislam*. Meijer J-E. Göteborg.

Vogt G och Augenstein D (1997). *Comparison of models for predicting landfill methane recovery*, SCS Engineers. Reston, Virginia, USA.

Wikman K, Svensson M, Ecke H, Borg M (2005). *Miljöriktning användning av askor 943 Nedbytningshastigheten för tätskikt uppbyggda av slam och aska*. VÄRMEFORSK, Stockholm.

Åkesson M (1997). *Biogas generation in landfills – Equilibria, rates and yields*. Diss. Lunds Universitet. Lund.

Österman M (2008). *Ageing Landfills – Development and Processes*. Diss. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

MUNTliga KÄLLOR

NSR (2010):

- a) Bohn, Irene.
Kommunikation: 2010-10-25.
- b) Vucicevic, Sanita.
Kommunikation: 2010-12-05.

Lagerkvist A (2010). Lagerkvist, Anders, professor i avfallsteknik vid Luleå Tekniska Högskola. Kommunikation: 2010-09-11 och 2010-11-09.

Meijer J-E (2010). Meijer, Jan-Erik, tidigare FoU-chef på NSR.
Kommunikation: 2010-11-01 och 2010-11-10.

NSVA (Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp) (2010a).
Pettersson, Jan-Erik, specialist avloppsrening.
Kommunikation: 2010-10-22.

Nyberg U (2010). Nyberg, Ulf, avdelningschef avloppsvatten, VA SYD, Malmö.
Kommunikation: 2010-11-24.

Olsson T (2010). Olsson, Tommy, Tommy Olssons slakteri AB.
Kommunikation: 2010-09-21.

SYSAV (2010):

a) Håkansson, Bengt, platschef Albäck, Trelleborg.
Kommunikation: 2010-08-27, 2010-09-15, 2010-10-14, 2011-01-18.

b) Olsson, Roland, tidigare platschef Albäck, Trelleborg.
Kommunikation: 2010-11-12.

Trelleborgs kommun (2010). Balogh, Linda, miljöingenjör, VA-avdelningen, Tekniska förvaltningen.
Kommunikation: 2010-09-08.

Öresundskraft (2010). Jönsson, Bengt, miljöchef vid Västhamnsverket.
Kommunikation: 2010-10-15.

ELEKTRONISKA REFERENSER

Avfall Sverige (2010a). *Deponigas*.
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/deponering/deponigas/>
Hämtat 2010-10-12.

Avfall Sverige (2006). *Deponihandbok*.
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/Handbok060727.pdf>
Hämtat 2010-09-01.

EPA (Environment Protection Agency) (2010). *Project Development Handbook, Chapter 2. Landfill Gas Modelling*.
http://www.epa.gov/lmop/documents/pdfs/pdh_chapter2.pdf
Hämtad 2010-12-14.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Volume 5: Waste, Chapter 3: Solid Waste Disposal.
<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>
Hämtat 2010-09-15.

Golder Associates (2010). *GasSim2 Manual*.
<http://www.gassim.co.uk/download.htm>
Hämtat 2010-11-18.

Naturvårdsverket, 2010c. *Lagstiftning och vägledning*.

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Hantering-och-behandling-av-avfall/Deponering-av-avfall/Lagstiftning-och-vagledning/>

Hämtat 2010-09-20.

Nottinghamshire (2010). *The Waste Hierarchy EU Waste Management*.

www.nottinghamshire.gov.uk/.../eplanning/.../F0792%20Planning%20PolicyJan%202008.pdf

Hämtat 2010-12-12.

NSR (2010d).

<http://www.nsr.se/Default.aspx?ID=1&M=News&PID=11&NewsID=45>

Hämtat 2010-08-10.

NSVA (Nordvästra Skånes vatten och avlopp) (2010b). *Våra reningsverk*.

<http://www.nsva.se/Om-NSVA/Reningsverk/>

Hämtat 2010-12-15.

UNEP (United Nations Environment Programme)/ GRID-Arendal (2010). *Climate Change and Waste – Gas emissions from waste disposal*.

<http://www.grida.no/publications/vg/waste/page/2871.aspx>

Hämtat 2011-01-05.

FOTOGRAFIER:

Framsida:

Överst: SYSAVa (1997).

Nederst: Rosqvist, Håkan (2010).

I rapporten:

NSR (2010c). Fått från Lindsjö, Magnus, NSR.

Bilaga 1 – Uppskattade mängder av deponerade avfallslag

Uppskattning av deponerade avfallslag på Filborna					
År	Industriavfall	Hushållsavfall	Bygg och rivn.	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
1951	21372	8646	5343		
1952	21586	8739	5396		
1953	21802	8927	5450		
1954	22020	9387	4404		
1955	22240	9966	5560		
1956	22462	10218	5616		
1957	22687	10812	5672		
1958	22914	11406	5728		
1959	23143	12000	5786		0
1960	23374	12533	5844		1000
1961	23608	13067	5902		1069
1962	23844	13600	5961		1138
1963	24082	14133	6021		1207
1964	24323	14667	6081		1276
1965	24567	15200	6142		1345
1966	24812	15733	6203		1414
1967	25060	17080	6265		1483
1968	25311	16800	6328		1552
1969	65736	26000	16434	0	1621
1970	70992	34530	17748	18500	1690
1971	68878	37739	17220	18600	1759
1972	66764	40948	16691	18700	1828
1973	64651	44156	16163	18800	1897
1974	62537	47365	15634	18900	1966
1975	60424	50574	15106	19000	2035
1976	58310	53783	14578	19100	2104
1977	56196	56991	14049	19200	2173
1978	54080	60200	13520	19300	2242
1979	39232	60200	12260	19400	2311
1980	44000	60200	11000	19500	2380
1981	38266	60583	11767	19583,3	2449
1982	33680	60967	12533	19666,6	2518
1983	30010	61350	13300	19749,9	2587
1984	27074	61733	14066	19833,2	2656
1985	24726	62117	14833	19916,5	2725
1986	62400	62500	15600	20000	2794
1987	62400	62500	15600	20000	2863
1988	64776	71998	16194	20000	2932
1989	100000	74000	3600	20000	3000
1990	88568	26740	4036	12363	3060
1991	27970		6992	14501	3121
1992	56462		14115	4583	3184
1993	57272		14318	3292	3247
1994	57410		14353	3817	3312
1995	57945		14486	2043	3378
1996	31975		7994	2311	3446
1997	29593		7398	3122	3515
1998	26515		6629	1898	3585
1999	28703		7176	1672	3657
2000	27352		6838	1825	3730
2001	3217		804		3805
2002	11720		2930		3881
2003	2490		623		3958
2004	12883		3221		4038
2005	17579		4395		811
2006	12226		3057		547
2007	14638		3659		612
2008	16993		4248		408
2009					276

Uppskattade mängder av deponerade avfallsslag Albäck (ton)							
År	Industriavfall	Blandat inc	Brännbart. Ind. Hushållsavfall	Blandat park och trädg.	Byggavfall och rivn.	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
1976	9521			19675			171
1977	10047			21097			180
1978	12457			21619			190
1979	12334			21217			200
1980	11900			23503			210
1981	12319			24965			221
1982	15014			22880			233
1983	6895			2466			245
1984	8480			1222			258
1985	9226			478			271
1986	36445			547			286
1987	35000			2698			301
1988		8748	1000	4849	5467	7654	317
1989		9790	1000	7000	6119	8566	333
1990		8470	713	6000	5468	7540	351
1991		9015	763	8874	5794	8053	369
1992		6507	873	8675	2497	6553	374
1993		5022	641	7457	2261	3384	322
1994		5099	1057	6347	1779	3319	301
1995		5386	1710	4516	1584	1400	311
1996		5768	2670	5160	1518	1269	381
1997		5515	2286	7070	1313	993	2725
1998		7515	1254	7677	1634	1052	2830
1999		9227	1212	7917	1846	923	2935
2000		10647	2389	6956	1940		3040
2001		11942	1312	2780	1487		3145
2002		10624	1646	3377	1168		3250
2003		4564	111	433	628		3355
2004		90	0				
2005							
2006							
2007							

Bilaga 2 – Deponerade avfallsfraktioner till grund för modelleringen

Deponerade mängder (ton), Albäck								
År	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
1976	7786	4677	741	2042	1815	787	1985	180
1977	8369	7574	792	2734	1919	0	2090	190
1978	9030	7552	811	2986	2334	865	2200	200
1979	9025	7187	756	2892	2309	849	2305	210
1980	9916	7674	708	2953	2258	940	2410	221
1981	10662	7882	721	3043	2344	999	2515	233
1982	10453	7017	712	3141	2781	915	2620	245
1983	1883	783	180	907	1197	99	2725	258
1984	1650	425	189	997	1454	51	2830	271
1985	1476	220	192	1032	1573	22	2935	286
1986	5317	505	737	3996	6201	26	3040	301
1987	5979	1014	781	3954	5977	135	3145	317
1988	8582	1423	479	6754	9949	242	3250	333
1989	10033	2076	561	7665	11114	350	3355	351
1990	9175	1850	463	6818	10416	330	0	369
1991	10300	2769	530	7406	10954	595	0	374
1992	8173	2779	429	3830	8191	729	0	322
1993	4898	3019	346	3485	5158	805	0	301
1994	5296	2431	261	2870	5127	406	0	311
1995	4465	1891	278	2591	4356	248	0	381
1996	4646	2161	331	2624	4474	284	0	263
1997	4414	2987	345	2552	3850	389	0	144
1998	4753	3169	434	3194	4220	461	0	138
1999	5348	3193	420	3396	4543	483	0	158
2000	5620	2843	420	3689	5129	383	0	184
2001	4437	1245	320	3091	5111	153	0	203
2002	4205	1507	321	3036	4703	186	0	198
2003	1470	228	96	1600	1774	24	0	179
2004	23	1	2	14	287	0	0	181
2005	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Summa	177384	88082	13354	95293	131518	11754	37405	7301
Andel (%) av totalt deponerade mängder								
	32	16	2	17	23	2	7	1

Deponerade mängder (ton) i "BC 200-500"								
År	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
1951	2254	497	450	620	2180	0	0	0
1952	2510	482	465	622	2202	0	0	0
1953	2786	471	481	624	2225	0	0	0
1954	3121	469	502	629	2249	0	0	0
1955	3505	470	527	635	2274	0	0	0
1956	3844	457	547	637	2297	0	0	0
1957	4286	453	575	642	2323	0	0	0
1958	4759	447	604	646	2348	0	0	0
1959	5264	438	634	649	2374	0	0	0
1960	5781	425	664	652	2400	0	0	500
1961	5742	547	707	684	2426	0	0	535
1962	5684	677	752	719	2452	0	0	569
1963	5607	816	799	755	2479	0	0	604
1964	5512	963	849	793	2506	0	0	638
1965	5397	1120	900	833	2533	0	0	673
1966	5546	1147	923	837	2560	0	0	707
1967	5899	1227	1016	861	2591	0	0	742
1968	5845	1193	1010	864	2615	0	0	776
1969	10773	1954	2026	2001	6704	0	0	811
1970	15732	2479	3511	2241	14371	0	9250	845
1971	15643	3037	3387	2313	13964	0	9300	880
1972	15439	3658	3231	2399	13558	0	9350	914
1973	15120	4342	3043	2499	13151	0	9400	949
1974	14685	5090	2823	2612	12744	0	9450	983
1975	14134	5901	2571	2740	12338	0	9500	1018
1976	14571	8028	2529	3160	11931	0	9550	1052
1977	6911	4769	1143	1669	5301	0	4416	500
1978	7255	4687	1079	1625	5114	36	4439	516
1979	6770	4314	818	1378	3748	73	4462	532
1980	7458	4482	884	1888	4186	109	4485	547
1981	7122	4655	807	1710	3660	147	4504	563
1982	6852	4832	745	1557	3239	185	4523	579
1983	6634	5014	696	1426	2902	223	4542	595
1984	6458	5200	658	1310	2633	262	4562	611
1985	6315	5388	627	1207	2418	301	4581	627
1986	8473	5671	1149	2024	5885	340	4600	643
1987	8434	5834	1149	1971	5885	378	4600	658
1988	9263	6893	1225	2046	6125	479	4600	674
1989	24774	15988	3740	6104	20370	1168	10000	1500
1990	15470	8405	2924	4778	8990	457	6182	1530
1991	36770	39645	4431	1621	9196	2663	7251	1561
1992	26608	38348	2231	1293	2106	2727	0	0
1993	24531	36331	2071	962	1955	2701	0	0
1994	20566	37739	2171	1029	1930	2832	0	0

1995	16406	37582	2179	1051	1830	2844	0	0
1996	12207	23878	2463	714	4898	1905	1156	1723
1997	10439	14996	1867	579	4286	3187	1561	1757
1998	15339	24517	2222	3320	4359	2846	949	1793
1999	43950	99307	8506	8527	15562	5685	0	0
2000	46055	82548	6730	1241	14163	9924	0	0
Summa	580498	567810	88042	83694	282534	41472	147212	30101
Andel (%) av totalt deponerade mängder								
	32	31	5	5	16	2	8	2

Deponerade mängder (ton) i "Övriga deponiceller"								
År	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
1951	2895	497	557	620	4157	0	0	0
1952	3158	482	573	622	4199	0	0	0
1953	3440	471	590	624	4241	0	0	0
1954	3649	469	590	629	3878	0	0	0
1955	4172	470	639	635	4331	0	0	0
1956	4518	457	659	637	4375	0	0	0
1957	4966	453	688	642	4421	0	0	0
1958	5447	447	718	646	4468	0	0	0
1959	5959	438	750	649	4515	0	0	0
1960	6482	425	781	652	4562	0	0	500
1961	6450	547	825	684	4610	0	0	535
1962	6400	677	871	719	4658	0	0	569
1963	6330	816	920	755	4707	0	0	604
1964	6241	963	970	793	4756	0	0	638
1965	6134	1120	1023	833	4805	0	0	673
1966	6290	1147	1047	837	4855	0	0	707
1967	6651	1227	1142	861	4910	0	0	742
1968	6605	1193	1136	864	4956	0	0	776
1969	12745	1954	2355	2001	12784	0	0	811
1970	15377	3898	3866	4016	20938	0	9250	845
1971	15299	4414	3732	4035	20336	0	9300	880
1972	15105	4993	3565	4068	19733	0	9350	914
1973	14796	5635	3367	4115	19131	0	9400	949
1974	16561	6341	3136	4176	18529	0	9450	983
1975	15947	7109	2873	4250	17927	0	9500	1018
1976	16320	9194	2821	4618	17325	0	9550	1052
1977	17010	11722	2814	5133	16953	0	9792	1108
1978	17709	11496	2662	4983	16342	81	9843	1143
1979	16483	10366	2060	4057	12847	162	9894	1179
1980	17857	11958	2180	4186	13353	242	9945	1214
1981	17205	12078	2024	3791	12469	325	9987	1249
1982	16698	12261	1903	3453	11819	409	10030	1284
1983	16306	12496	1810	3161	11356	494	10072	1319

1984	16007	12772	1739	2905	11043	580	10115	1355
1985	15782	13083	1687	2677	10849	667	10157	1390
1986	20659	15439	2859	4489	18820	755	10200	1425
1987	20574	15801	2859	4370	18820	839	10200	1460
1988	22482	18257	3040	4536	19573	1063	10200	1495
1989	25206	20488	3812	6104	21702	1168	10000	1466
1990	15955	8405	3005	349	10484	457	10000	1500
1991	4335	140	979	0	5384	0	6182	1530
1992	15809	565	3670	0	16515	0	4583	3184
1993	16036	573	3723	0	16752	0	3292	3247
1994	16075	574	3732	0	16793	0	3817	3312
1995	16225	579	3766	0	16949	0	2043	3378
1996	4956	160	1119	0	6155	0	1156	1723
1997	8286	296	1924	0	8656	0	1561	1757
1998	7424	265	1723	0	7756	0	949	1793
1999	4449	144	1005	0	5525	0	836	1828
2000	7659	274	1778	0	8000	0	1825	1865
2001	901	32	209	0	941	0	0	1902
2002	3282	117	762	0	3428	0	0	1332
2003	697	25	162	0	728	0	0	1979
2004	3607	129	837	0	3768	0	0	1713
2005	4922	176	1143	0	5142	0	0	509
2006	3423	122	795	0	3576	0	0	268
2007	4099	146	951	0	4281	0	0	200
2008	4758	170	1105	0	4970	0	0	74
2009	0	0	0	0	0	0	0	328
Summa	600813	246946	104031	98174	569857	7243	232479	63704
Andel (%) av totalt deponerade mängder								
	31	13	5	5	30	0,4	12	3

Deponerade mängder (ton) i "BC 600"								
År	Papper	Mat	Textil	Trädgård	Trä	Blöjor	AVR-slam	Gallerrens och sandfång
1977	7812	5976	1292	2617	5993	0	4992	565
1978	8201	5861	1219	2541	5781	41	5018	583
1979	7653	5285	925	2068	4237	82	5044	601
1980	8431	6096	999	2134	4733	124	5070	619
1981	8051	6158	912	1933	4137	166	5092	637
1982	7746	6251	842	1761	3661	209	5113	655
1983	7499	6370	787	1612	3281	252	5135	673
1984	7300	6511	743	1481	2976	296	5157	691
1985	7138	6670	709	1365	2733	340	5178	709
1986	9578	7871	1298	2288	6652	385	5200	726
1987	9534	8055	1298	2228	6652	428	5200	744
1988	10471	9307	1385	2312	6924	542	5200	762
1989	0	0	0	0	0	0	0	0

1990	0	0	0	0	0	0	0	0
1991	0	0	0	0	0	0	0	0
1992	0	0	0	0	0	0	0	0
1993	0	0	0	0	0	0	0	0
1994	0	0	0	0	0	0	0	0
1995	0	0	0	0	0	0	0	0
1996	8601	12039	1831	357	4447	952	0	1723
1997	10439	14996	1867	579	4286	3187	0	1757
1998	7875	8283	1403	1107	3663	949	0	1793
Summa	126330	115729	17513	26382	70155	7951	61399	13237
Andel (%) av totalt deponerade mängder								
	29	26	4	6	16	2	14	3

Deponerade mängder (ton) i BCR 1						
År	Papper	Mat	Textil	Trä	Gallerrens och sandfång	Finfraktion
2001	10241	21070	2842	3087		4858
2002	18104	22290	4729	8707	608	4503
Summa	28345	43360	7571	11794	608	9362
Andel (%) av totalt deponerade mängder						
	28	43	7	12	1	17

Deponerade mängder (ton) i "BCR 2"						
År	Papper	Mat	Textil	Trä	Gallerrens och sandfång	Finfraktion
2002	3861	4481	1003	1916		1043
2003	1523	2452	409	607		205
2004	8279	15738	2269	2777	564	390
Summa	13663	22671	3682	5300	564	1637
Andel (%) av totalt deponerade mängder						
	29	48	8	11	1	3

Deponerade mängder (ton) i "BC 2003"					
År	Papper	Mat	Textil	Trä	Finfraktion
2003	16945	24511	2422	7255	3079
2004	3808	7485	82	1220	104
2005	1758	950	624	1083	793
Summa	22510	32946	3127	9559	3976
Andel (%) av totalt deponerade mängder					
	31	48	4	13	6

Bilaga 3 – Uppskattat gasuttag för Filbornas delområden

"Övriga deponiceller"							"BC 600"			"BCR 1"				"BCR 2"	
RB1 (fram t.o.m. 2000),							RB2, RB9,			RB1 (från och med 2001),RB13, RB16				RB15	
RB3, RB4, RB5, RB6							RB11 (fram t.o.m. 2002)			RB11 (från och med 2003)					
År	kW	MWh	Nm3	Nm3	50% metanhalt		År	Nm3	(50% metanhalt)	Nm3	(50% metanhalt)	Nm3	(50% metanhalt)		
1994	3296	28872,96	5774592	1042,44			1994								
1995	4161	36450,36	7290072	2855,76			1995								
1996	3071	26901,96	5380392	7551,12			1996								
1997	2555	22381,8	4476360	12640,68			1997								
1998	3935	34470,6	6894120	20682,36			1998								
1999	3838	33620,88	6724176	23152,68			1999								
2000	3664	32096,64	6419328	16792,92			2000								
2001	2919	25570,44	5114088	10196,64			2001	4118							
2002	2980	26104,8	5220960	6245,88			2002	25363							
2003	2345	20542,2	4108440	1769,52			2003	23232			3056				
2004	2750	24090	4818000	2461,56			2004	26602			5542				
2005	2552	22355,52	4471104	1427,88			2005	21826			2269				
2006	2287	20034,12	4006824	551,88			2006	24936			2551				
2007	1755	15373,8	3074760	394,2			2007	29968			324				
2008	1605	14059,8	2811960	473,04			2008	29215			0				
2009	1952	17099,52	3419904	1454,16			2009	22066			0				
"BC 200-500"							"BC 2003"								
RB7, RB12							RB14								
År	kw	MWh	Nm3	(50% metanhalt)			År	Nm3	(50% metanhalt)						
1994	642	5623,92	1,124784				1994								
1995	1258	11020,08	2,204016				1995								
1996	2401	21032,76	4,206552				1996								
1997	2201	19280,76	3,856152				1997								
1998	3352	29363,52	5,872704				1998								
1999	4250	37230	7,446				1999								
2000	4788	41942,88	8,388576				2000								
2001	4078	35723,28	7,144656				2001								
2002	3562	31203,12	6,240624				2002								
2003	3968	34759,68	6,951936				2003	1542							
2004	4070	35653,2	7,13064				2004	3479							
2005	3345	29302,2	5,86044				2005	8549							
2006	2086	18273,36	3,654672				2006	8549							
2007	1758	15400,08	3,080016				2007	5782							
2008	1438	12596,88	2,519376				2008	3425							
2009	784	6867,84	1,373568				2009	8217							